

Manejo de Lodos Fecales

Editores
Linda Strande
Mariska Ronteltap
Damir Brdjanovic

Un enfoque sistémico para su implementación y operación

IWA PUBLISHING

Manejo de Lodos Fecales:

Un enfoque sistémico para su implementación y operación

Manejo de Lodos Fecales

Un enfoque sistémico para su implementación y operación

Editores:
Linda Strande
Mariska Ronteltap
Damir Brdjanovic

Traducción al español del libro:
Faecal Sludge Management: systems approach for implementation and operation

Publicado por: IWA Publishing
Alliance House
12 Caxton Street
Londres SW1H 0QS, UK
Tel.: +44 (0)20 7654 5500
Fax: +44 (0)20 654 5555
Email: publications@iwap.co.uk
Web: www.iwapublishing.com

Primera edición 2014
edición española 2016

British Library Cataloguing in Publication Data
A CIP catalogue record for this book is available from the British Library

Library of Congress Cataloging- in-Publication Data
A catalog record for this book is available from the Library of Congress

Diseño de la portada de la versión en inglés: Peter Stroo
Diseño gráfico de la versión en inglés: Hans Emeis
Traducción del inglés al español: Christopher Canaday
Diseño gráfico en español: Giovanny Buitrago y Christopher Canaday

ISBN: 9781780408019 (Paperback)
ISBN: 9781780408026 (eBook)

Nota del traductor:

A pesar de que en el idioma español se expresan tradicionalmente casi todos los sustantivos grupales en términos masculinos, invisibilizando lingüísticamente a las mujeres, se ha decidido mantener la redacción convencional, a fin de facilitar la lectura. De este modo, se evita la incomodidad y complejidad de decir cada vez, "los vaciadores privados y las vaciadoras privadas", "los administradores y las administradoras", "los/las choferes", "el/la facilitador/a", etc. Sin embargo, de ninguna manera se quiere indicar que únicamente los hombres debemos producir, recolectar, transportar, tratar, utilizar o planificar los lodos fecales. Las mujeres también tienen todo el derecho y apoyo enérgicamente la equidad de género.

En muchos casos, se han mantenido las siglas del inglés de parámetros químicos, organizaciones y otros términos, con el fin de facilitar la búsqueda de mayores informaciones sobre estos temas y no crear una confusión de abreviaciones, dado que muchos de los lectores probablemente conocen estas del inglés.

El libro es muy extenso y recomiendo leer primero el Capítulo 1, como presentación general del tema, pasar a los capítulos que más le interesan y luego seguir las referencias a otros capítulos. También, es conveniente aprovechar la facilidad de realizar búsquedas electrónicas en la versión digital del libro. Asimismo, se puede buscar las palabras más difíciles para entenderlas mejor en los diferentes contextos del mismo libro.

Se agradece sobremanera la ayuda de las siguientes personas en la revisión de los textos: Germán Franco, Carla Pautasso y Juan Traverso de Argentina; Carlos Andrés Diaz de Colombia; Maritza Marín, Sofía Murillo (quien revisó más de la tercera parte del libro) y Macario Pino de Costa Rica; Marielisa Alarcón, David Duque, Verónica Machado, Shirley Mora, Pablo Paredes y María Ilusión Solis de Ecuador; Gemma Rosas (de Cataluña), Imanol Zabaleta (del País Vasco) y Berta Moya (de Granada) de España; Samuel DuBois de los EE.UU; y una filóloga anónima quien revisó el uso del idioma en todo el libro. Samuel también hizo la traducción inicial de Capítulo 11 y gran parte de Capítulo 1. Asimismo, agradezco mucho a los autores y editores del libro por aclarar detalles del contenido.

Mi afán es transmitir la información de este libro al público hispanohablante de la manera más directa, amena y comprensible, para que cualquier persona que se interesa en el tema pueda comprenderla, sea un ingeniero, un empleado municipal, un operador de un camión aspirador o un vaciador manual de letrinas. Al poner esta información en sus manos y en la práctica, se espera contribuir a la salud de la población, la limpieza del ambiente, la producción agrícola, la conservación de la biodiversidad y la sostenibilidad económica en España y América Latina, tomando en cuenta que muchos brasileños pueden leer español.

Christopher Canaday (canaday2@gmail.com, inodoroseco.blogspot.com), Ecuador

[1] http://www.rae.es/consultas/los-ciudadanos-y-las-ciudadanas-los-ninos-y-las-ninas

Presentación PNUD

En 2015, la Asamblea General de las Naciones Unidas adoptó la Agenda 2030, que contiene los Objetivos de Desarrollo Sostenible que deberán guiar los esfuerzos globales de desarrollo para los próximos 15 años. El sexto objetivo busca garantizar la disponibilidad de agua y su gestión sostenible y el saneamiento para todos. Con este objetivo, el planeta se compromete -entre otras metas- a lograr acceso equitativo a servicios de saneamiento e higiene adecuados para todos y poner fin a la defecación al aire libre, prestando especial atención a las necesidades de las mujeres, las niñas y las personas en situaciones vulnerables para el año 2030.

Esta ambiciosa meta solo se podrá lograr si en la región adoptamos políticas y tecnologías viables para nuestra realidad económica, política y cultural. Durante muchos años, se consideraba que la única opción viable para el saneamiento de aguas negras era la construcción de costosos sistemas de alcantarillados conectados a estaciones modernas de tratamiento. Sin embargo, esta opción no consideraba el hecho de que un gran número de viviendas en América Latina no están conectadas a un sistema de alcantarillado, sino que disponen de letrinas o tanques sépticos, donde se acumulan los lodos fecales. Se ignoraba también que la realidad económica de la región impedía hacer esas inversiones en muchos de los centros de población.

Por estas razones, para el Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo es un verdadero placer poder contribuir con la traducción al español de la publicación: "Faecal Sludge Management: Systems Approach for Implementation and Operation" en el marco de su compromiso con el logro de los Objetivos de Desarrollo Sostenible. Dicho esfuerzo ha sido producto de la colaboración entre la Oficina de PNUD en Costa Rica, y el Programa de Gobernanza de Agua y los Océanos de PNUD, a través de su Centro de Gobernanza del Agua en el Instituto Internacional del Agua de Estocolmo, que lleva trabajando más de una década en el apoyo a aspectos esenciales de la gobernanza de agua y saneamiento.

Este libro, traducido como "Manejo de Lodos Fecales: Un enfoque sistémico para su implementación y operación" presenta los insumos más actualizados sobre cómo cuantificar y caracterizar el tratamiento de lodos fecales; los métodos y mecanismos de tratamiento, recolección y transporte de los mismos , así como los procesos para definir marcos institucionales eficaces y modelos financieros para el manejo de lodos fecales, que estimulen su gestión como una actividad que genera recursos económicos y ayuda a combatir la pobreza. Esperamos que sea de mucha utilidad para técnicos, tomadores de decisión a nivel nacional y municipal, y público en general interesado.

Marianne Kjellén
Directora
Centro de Gobernanza del Agua de PNUD en el Instituto Internacional del Agua de Estocolmo

Andrew Hudson
Jefe, Programa de Agua y Gobernanza del Océano
Bureau de Apoyo a Políticas y Programas
PNUD

Kryssia Brade
Representante Residente Auxiliar/ Oficial a Cargo
PNUD-Costa Rica

Acerca de los editores

Linda Strande



La Dra. Linda Strande dirige el Grupo de Manejo de Excremento y Aguas Servidas del Instituto Federal Suizo de Ciencia y Tecnología Hídricas (EAWAG), dentro del Departamento de Agua y Saneamiento para los Países en Desarrollo (SANDEC). La investigación de la Dra. Strande procura aumentar el conocimiento científico para desarrollar tecnologías sostenibles para el manejo urbano de los lodos fecales. En la ingeniería y la investigación para el desarrollo, ella siempre promueve que la investigación básica se materialice en la vida real. Para lograrlo, ella aplica un enfoque sistémico para el manejo de lodos fecales, incluyendo su tecnología, manejo y planificación, integrando todos los aspectos en sistemas completos y funcionales. La investigación del grupo de la Dra. Strande se concentra, actualmente, en optimizar las tecnologías de tratamiento, innovar en la recuperación de recursos y desarrollar métodos para ejecutar sistemas sostenibles. La Dra. Strande ha trabajado en el sector ambiental por más de 15 años y tiene títulos interdisciplinarios en ingeniería, edafología y matemáticas. Por su preparación académica y experiencia internacional en muchos países, tiene una perspectiva global y la capacidad de investigar y aplicar los fundamentos de la ingeniería ambiental en situaciones complejas e interdisciplinarias.

Mariska Ronteltap



La Dra. Mariska Ronteltap es catedrática de Educación Hídrica, con 12 años de experiencia en este campo. Tiene una maestría en Ingeniería Ambiental de la Universidad de Wageningen y un PhD del Instituto Federal Suizo de Tecnología en Zurich (ETH) con EAWAG. Su investigación doctoral analizó la separación de la orina, como un enfoque novedoso dentro de las tecnologías para tratar aguas servidas, integrando análisis químicos y un modelado termodinámico. Su conocimiento práctico sobre la precipitación de estruvita ($NH_4MgPO_4 \cdot 6H_2O$) de la orina se ha aplicado en varios proyectos piloto en países de bajos ingresos, como también en Holanda. Los principales temas de la investigación de la Dra. Ronteltap incluyen la recuperación de nutrientes y energía, la conservación y reutilización del agua y el saneamiento ecológico y sostenible. Ella está asesorando en varios proyectos de maestría y PhD sobre estos temas. Contribuye al conocimiento global sobre estos temas a través de conexiones con organizaciones internacionales y en Internet. También coordina varios cursos cortos y en Internet, por medio del Instituto de Educación Hídrica (UNESCO-IHE), incluyendo los de Manejo de Lodos Fecales.

Damir Brdjanovic



El profesor Damir Brdjanovic es el director del Departamento de Ingeniería Ambiental y Tecnología del Agua del Instituto UNESCO-IHE. La misión profesional del profesor Brdjanovic es contribuir al equilibrio entre el desarrollo de conocimiento, la investigación y la capacitación en el campo del saneamiento urbano, con una clara perspectiva sobre las necesidades de los países de bajos y medianos ingresos. La visión unificadora de su investigación es el manejo integrado del ciclo urbano del agua, incluyendo la dotación de saneamiento a las personas de bajos recursos que viven en las ciudades, el saneamiento descentralizado, los alcantarillados urbanos, la recolección, el tratamiento y la reutilización de aguas servidas y el manejo de residuos. Aplica soluciones tanto centralizadas como descentralizadas, avanzadas como económicas y de ingeniería como naturales. Su grupo también investiga el saneamiento en emergencias, el saneamiento orientado hacia la recuperación de recursos, el manejo de lodos fecales, el tratamiento anaeróbico, los bioreactores con membranas y el manejo de los bienes de la infraestructura. Su investigación se lleva a cabo en el laboratorio, en proyectos piloto y a escala de campo, como también con modelos matemáticos, apoyo a las decisiones y optimización de procesos en aplicaciones municipales e industriales. Actualmente, dirige un gran proyecto de investigación y educación sobre el saneamiento para personas de bajos ingresos, financiado por la Fundación Bill y Melinda Gates.

Los autores por orden alfabético

Magalie Bassan, EAWAG – Instituto Federal Suizo de Ciencia y Tecnología Hídricas, Suiza

Damir Brdjanovic, UNESCO-IHE – Instituto de Educación Hídrica, Países Bajos

Bipin Dangol, ENPHO – Organización de Salud Pública y Ambiente, Nepal

Pierre-Henri Dodane, Consultor independiente, Francia

Christine Maria Hooijmans, UNESCO-IHE – Instituto de Educación Hídrica, Países Bajos

Carlos Manuel López-Vázquez, UNESCO-IHE – Instituto de Educación Hídrica, Países Bajos

Mbaye Mbeguere, ONAS – Oficina Nacional de Saneamiento del Senegal, Senegal

Georges Mikhael, WSUP – Agua y Saneamiento para las Personas Urbanas Pobres, Reino Unido

Berta Moya Díaz-Aguado, Consultora independiente, España

Charles Buregeya Niwagaba, Universidad Makerere, Uganda

Ives Magloire Kengne, Universidad de Yaounde I, Camerún

James Edward Ramsay, Consultor independiente, Reino Unido

Philippe Reymond, EAWAG – Instituto Federal Suizo de Ciencia y Tecnología Hídricas, Suiza

David M. Robbins, Consultor independiente, EE.UU.

Mariska Ronteltap, UNESCO-IHE – Instituto de Educación Hídrica, Países Bajos

Linda Strande, EAWAG – Instituto Federal Suizo de Ciencia y Tecnología Hídricas, Suiza

Elizabeth Tilley, ETH – Instituto Federal Suizo de Tecnología en Zurich, Suiza

Prólogo

Doulaye Kone

Luego de décadas de promover el saneamiento en los países de bajos y medianos ingresos, varios países y la comunidad sanitaria mundial se han dado cuenta de que ya es hora de replantear el enfoque para acelerar el acceso a servicios sanitarios de buena calidad. Desde el año 2000, el Programa Conjunto de Monitoreo de los Objetivos de Desarrollo del Milenio (OMS/UNICEF) ha reportado un creciente aumento del porcentaje de la población en los países de bajos y medianos recursos que utilizan letrinas de pozo, tanques sépticos y otros servicios 'mejorados' de saneamiento. Ahora, se estima que 2,1 a 2,6 mil millones de personas en los países de bajos y medianos ingresos dependen de tecnologías descentralizadas que producen toneladas de lodos fecales (LF) cada día. Cuando se llenan los tanques sépticos y las letrinas de pozo, los lodos acumulados son vertidos, generalmente sin tratamiento, a canales abiertos, campos agrícolas con riego, tierras baldías o los cuerpos de agua. La cantidad de LF descargados sin tratamiento al ambiente abierto representa un grave riesgo para la salud pública. Un camión tanquero de 5 m^3 de LF que se descarga en el ambiente produce un impacto equivalente a 5 mil personas que defecaran al aire libre. Esto se suma a la gran carga de heces ya excretadas al aire libre por las otras 1,1 mil millones de personas que todavía no tienen acceso a ningún tipo de inodoro. Las consecuencias de estos desechos en el ambiente son asombrosas. El Banco Mundial ha calculado que el saneamiento inadecuado genera gastos anuales de 260 mil millones de dólares en el mundo. El saneamiento inadecuado contribuye a los 1,5 millones de muertes infantiles por diarrea cada año. La diarrea crónica también puede atrasar el desarrollo de los niños, al impedir la absorción de los nutrientes esenciales para el desarrollo de su cerebro, cuerpo y sistema inmunológico. Además, puede reducir la absorción de las vacunas que podrían salvar sus vidas de otras enfermedades.

En los años 1980, con el liderazgo de Roland Scherteinleib y Martin Strauss, el Instituto Federal Suizo de Ciencia y Tecnología Hídricas (EAWAG) estableció el Departamento de Agua y Saneamiento para los Países en Desarrollo (SANDEC), con un enfoque de investigación y desarrollo orientado hacia el manejo de LF (MLF). Desde entonces, SANDEC ha sido pionero en la investigación, desarrollo, evaluación y comprobación de soluciones sanitarias, complementado con su fuerte programa de formulación y promoción de las políticas de salubridad. Al mismo tiempo, se han brindado los insumos e impulsos para una llamada de acción mundial sobre este tema.

Este libro es un impresionante recurso que reúne evidencia científica reciente y soluciones prácticas que han sido comprobadas a gran escala por profesionales en este campo. Compila lecciones tomadas de investigaciones científicas rigurosas y casos de estudio para formular enfoques operativos y soluciones para planificadores, ingenieros, científicos, estudiantes e investigadores. He coordinado personalmente una parte intensiva y muy emocionante de este trabajo, cuando trabajaba en SANDEC como oficial de programa y líder del equipo de MLF, que se convirtió posteriormente en el Grupo de Manejo de Excremento y Aguas Servidas. Este libro se basa en lecciones aprendidas en América Latina (Argentina), África (Benín, Burkina Faso, Camerún, Costa de Marfil, Ghana, Kenia, Mali, Nigeria, Senegal, Sudáfrica, Togo, Uganda) y Asia (Camboya, China, Filipinas, India, Indonesia, Malasia, Tailandia, Vietnam). Esta obra llena importantes vacíos en los

conocimientos sobre MLF, sin dejar de reconocer brechas persistentes e identificar innovaciones para investigaciones futuras. Es un valioso manual para todo profesional o académico de saneamiento. Está orientado hacia las soluciones y enfrenta los asuntos que abordan los responsables del MLF (p.ej., gerentes municipales, compañías de ingeniería, organizaciones de desarrollo).

Desde su inicio, el Programa de Agua, Saneamiento e Higiene (WSH, por sus siglas en inglés) de la Fundación Bill y Melinda Gates ha resaltado la importancia estratégica de mejorar el MLF en el mundo. Nos hemos relacionado con nuevos socios y hemos apoyado a organizaciones establecidas, como EAWAG/SANDEC y UNESCO-IHE, para proponer y promover soluciones catalizadoras que podrán mejorar las vidas de miles de millones de personas en los países de bajos y medianos ingresos, quienes carecen de servicios de MLF. Las tecnologías, herramientas para la planificación de proyectos y prácticas operativas de negocios compartidas en este libro, ayudarán a los actores en todo el mundo a construir cadenas de servicio que sean funcionales y viables, las que beneficiarán a las comunidades de escasos recursos. Las reflexiones claves sobre los potenciales y las limitaciones de las tecnologías, las operaciones de MLF, los negocios respectivos y el valor económico que se pueda recuperar del procesamiento de los LF ayudarán a transformar la prestación de servicios de saneamiento en cadenas de servicios más sostenibles y rentables. Ya que la comunidad mundial está muy pendiente actualmente de las soluciones por tomarse luego de los Objetivos de Desarrollo del Milenio (a formularse en el 2015), este paradigma dará los insumos para nuevos modelos de conexiones entre los sectores público y privado, con el fin de promover servicios de saneamiento que sean factibles y de buena calidad, especialmente en las comunidades de escasos recursos, donde la gran mayoría todavía tienen inodoros que no están conectados a infraestructura alguna, ni a servicio público alguno.



Doulaye Kone, PhD
Fundación Bill y Melinda Gates
Seattle, marzo del 2014

Agradecimientos

Auspiciantes

Cooperación Suiza para el Desarrollo - SDC
Fundación Bill y Melinda Gates - BMGF

Colaboradores (por orden alfabético)

Benedict Borer
Sally Brown
Chris Buckley
Grover Mamani-Casilla
Kartik Chandran
Manus Coffey
Stefan Diener
Moritz Gold
John Harrison
Halidou Koanda
Doulaye Kone
Neil Macleod
Kate Medlicot
Susan Mercer
Martin Mulenga
Josiane Nikiema
Peter Penicka
Selvi Pransiska
Apurva Sahu
Lars Schoebitz
Alyse Schrecongost
Dave Still
Claire Taylor
Lukas Ulrich
Melanie Valencia
Konstantina Velkushanova
Chris Zurbrugg

Revisores (por orden alfabético)

Isabel Blackett
Olufunke Cofie
George Ekama
Guy Hutton
Florian Klingel
Thammarat Koottatep
Christoph Luthi
Jennifer McConville
Ashley Murray Muspratt
Kara Nelson
Guy Norman
Jonathan Parkinson
David Robbins
Pippa Scott
Martin Strauss
Steve Sugden
Kevin Taylor
Bjorn Vinneras

Tabla de Contenidos

Capítulo 1

La Situación Mundial

Linda Strande

Objetivos de aprendizaje

- Conocer en qué consisten los lodos fecales y cómo se diferencian de las aguas servidas.
- Comprender la magnitud del manejo de lodos fecales en el mundo.
- Entender la estructura del presente libro, dentro de los ámbitos de tecnología, gestión y planificación.
- Enterarse de otros documentos relacionados que son accesibles en el internet.

1.1 INTRODUCCIÓN

Existe una gran necesidad en todo el mundo de encontrar soluciones funcionales y sostenibles para el manejo de lodos fecales (MLF). Es un campo relativamente nuevo, pero está avanzando rápidamente y cada vez se le concede más importancia. Este capítulo ofrece una introducción al MLF y sus desafíos únicos, así como un resumen del enfoque sistémico para su implementación y operación. Al final, brinda un listado de recursos adicionales que están disponibles en el Internet.

1.2 ¿QUÉ SON LOS LODOS FECALES?

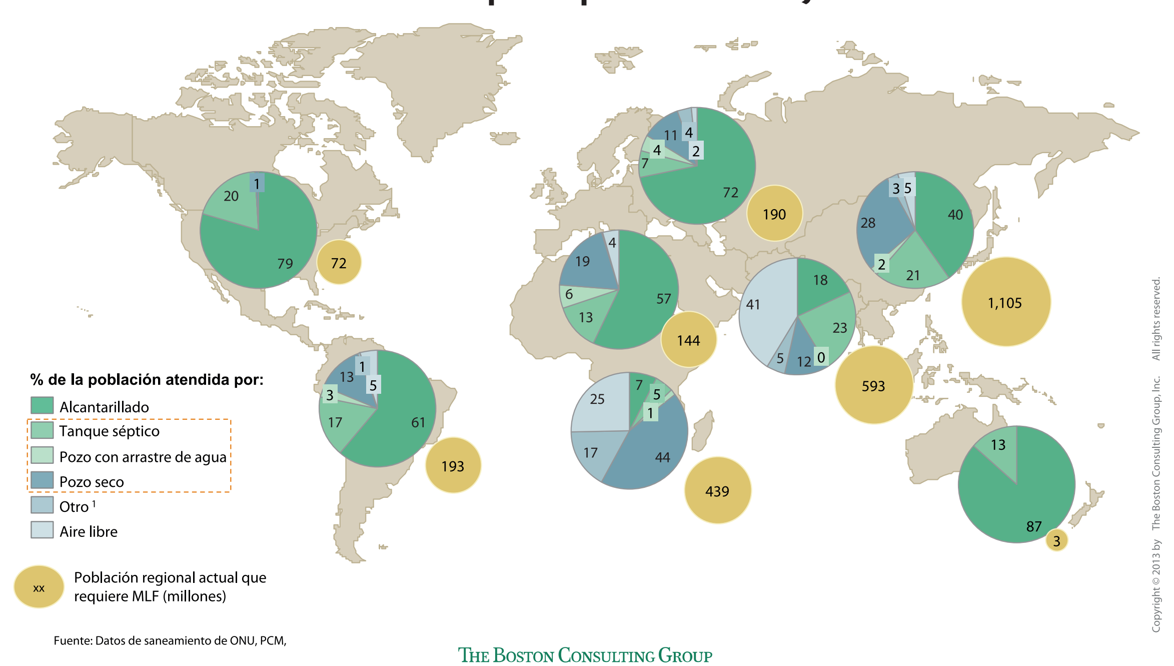
Los lodos fecales (LF) provienen de varios tipos de inodoros descentralizados que no están conectados a un alcantarillado. Pueden estar digeridos parcialmente o no, muy líquidos o semisólidos y resultan de la contención o tratamiento de combinaciones de excremento humano y aguas negras, con o sin aguas grises. Son muy variables en su consistencia, cantidad y concentración. Algunos ejemplos de estructuras descentralizadas que producen LF incluyen letrinas de pozo, baños públicos, tanques sépticos, letrinas llenadas de agua e inodoros secos. El MLF incluye su recolección, almacenamiento, transporte, tratamiento y uso o disposición final, todo ello realizado de forma segura.

1.3 SU IMPORTANCIA MUNDIAL

Las necesidades sanitarias de más de 2,7 mil millones de personas alrededor del mundo son atendidas por estas tecnologías descentralizadas y se prevé que este número aumentará hasta 5 mil millones en el año 2030 (Figura 1.1). Es común pensar que estas tecnologías descentralizadas son aplicables solo en las áreas rurales, pero en realidad más de mil millones de estas estructuras existen en ciudades.

En muchas ciudades, las tecnologías descentralizadas tienen una mayor cobertura que los alcantarillados. Por ejemplo, en África Subsahariana, del 65 al 100 % del acceso a saneamiento en las ciudades se lleva a cabo mediante tecnologías descentralizadas (Strauss *et al.*, 2000). Sin embargo, a pesar de la enorme cantidad de personas que usan estas tecnologías en ciudades de ingresos medios o bajos, generalmente no hay sistemas establecidos para manejar los LF que se acumulan. Es evidente que el MLF representa una necesidad crítica que se debe afrontar y que seguirá cumpliendo un papel esencial en el manejo sanitario del futuro.

En el pasado, el MLF no era una prioridad para los ingenieros o las municipalidades y ha recibido poca o ninguna atención. Varias generaciones de ingenieros han considerado que los sistemas de alcantarillado con arrastre de agua son la solución más viable a largo plazo para cumplir con las necesidades de saneamiento y



[1] 'Otro' se refiere a sistemas que no generan ni aguas servidas ni lodos fecales, como pozos temporales que después son enterrados (p.ej. ArborLoo).

Figura 1.1 Proporción de la población que es atendida por las diferentes tecnologías de saneamiento en cada región del mundo, con el rectángulo entrecortado anaranjado indicando las opciones que requieren MLF (Reproducido con el permiso del Boston Consulting Group, 2013).

las tecnologías descentralizadas eran vistas únicamente como soluciones temporales hasta poder construir los alcantarillados. Este criterio es el resultado de la eficacia de los alcantarillados en las ciudades de Europa y Norteamérica (donde usualmente el agua es muy abundante), de ciertos programas curriculares desactualizados de ingeniería y de la preferencia de los gobiernos y bancos de desarrollo en invertir en infraestructura de gran escala. Sin embargo, es poco probable que el desarrollo de redes convencionales y funcionales de alcantarillado vaya a la par con la rápida expansión urbana típica de los países de ingresos medios o bajos. Además, los alcantarillados y estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR) construidos en estos países han fracasado frecuentemente. En el transcurso de los últimos 15 años, el pensamiento de los ingenieros del mundo ha comenzado a evolucionar y más personas consideran que las tecnologías descentralizadas no solo son viables a largo plazo, sino que posiblemente sean, por muchos factores, la alternativa más sostenible, en comparación con los sistemas de alcantarillado, que son demasiado caros y requieren demasiados recursos naturales. En las zonas urbanas, se ha demostrado que el costo de las tecnologías de MLF es hasta cinco veces menor que las soluciones convencionales de alcantarillados, según las condiciones locales (Dodane *et al.*, 2012).

Aumentar el acceso al saneamiento es una prioridad mundial. Uno de cada cinco niños muere actualmente de enfermedades relacionadas con diarrea – más que el total por SIDA, malaria y sarampión (UNICEF y OMS, 2009). Además de los beneficios para la salud, el saneamiento mejorado ayuda también a la economía; por ejemplo, el rendimiento de un dólar invertido en agua y saneamiento en países de bajos ingresos es de 5 a 46 dólares, dependiendo de la intervención (Hutton *et al.*, 2007). El progreso hacia los Objetivos de Desarrollo del Milenio ha tenido un gran éxito al aumentar el acceso al *saneamiento mejorado*[1], pero se debería ir más allá de la construcción de las estructuras descentralizadas. La promoción de las tecnologías descentralizadas ha reducido mucho la incidencia de defecación al aire libre, pero sin soluciones ni financiamiento para mantener su funcionalidad mediante un MLF adecuado, lo que ha ocasionado grandes impactos sobre la salud humana y ambiental. Las tecnologías descentralizadas representan opciones viables y alcanzables, pero solo si la cadena entera de servicios se maneja debidamente, incluyendo la recolección, transporte, tratamiento y uso o disposición final, todo realizado de forma segura. Sin un MLF establecido, cuando la estructura de almacenamiento se llena, los LF saldrán sin tratamiento, probablemente al ambiente local (Figura 1.2). Esto contamina el ambiente con patógenos, no provee ninguna barrera al contacto humano y, por lo tanto, no ofrece ninguna protección para la salud humana. Por ejemplo, en Dakar solo un 25 % de los LF que se

[1] Meta 7C de los ODM: Reducir a la mitad el número de personas sin acceso a saneamiento 'mejorado'. Esto se define como sistemas que separan higiénicamente el excremento humano del contacto humano e incluyen: inodoros de arrastre de agua, conexión a un alcantarillado, conexión a un tanque séptico, letrinas de pozo con arrastre de agua, letrinas de pozo ventiladas y mejoradas ("VIP"), e inodoros composteros.

acumulan en instalaciones descentralizadas son recolectados y transportados a estaciones de tratamiento de LF (ETLF; BMGF, 2011). Cuando se desarrollan objetivos y proyectos de saneamiento, es primordial considerar el saneamiento aguas abajo, más allá del enfoque que se limita a solo instalar inodoros.

El manejo eficaz de los sistemas de MLF implica transacciones e interacciones entre una variedad de personas y organizaciones de los sectores público, privado y la sociedad civil en cada paso de la cadena de servicios, desde el usuario en su hogar, pasando por las compañías de recolección y transporte, hasta los operadores de las estaciones de tratamiento y los usuarios finales de los lodos tratados. Los sistemas de alcantarillado y el MLF pueden ser complementarios y coexisten frecuentemente en los países de bajos ingresos. Un ejemplo muy exitoso de este modelo de gestión encontramos en Japón, donde los dos sistemas funcionan frecuentemente en las mismas áreas urbanas (Gaulke, 2006).

La Figura 1.3 representa la cadena completa del servicio de saneamiento y MLF, la cual engloba el vaciado, la recolección, el transporte, el tratamiento y el uso o la disposición final de los LF. Factores como el diseño tecnológico, las opciones para interfaces de usuario, los métodos de recolección y almacenamiento para reducir sus volúmenes, son descritos más detalladamente en el Compendio de Sistemas y Tecnologías de Saneamiento, disponible gratis en español e inglés en la página web de SANDEC (Tilley *et al.*, 2014). Los eslabones débiles de la cadena de servicios de MLF incluyen muchos factores, como: los hogares que no pueden afrontar el costo de los servicios profesionales de vaciado; camiones de recolección y transporte que no pueden ingresar a las calles y sendas estrechas; operadores que no alcanzan a pagar mucho transporte de LF hasta las estaciones de tratamiento; y la falta de lugares legítimos de descarga y tratamiento. Superar estos problemas y diseñar un MLF funcional y sostenible requiere un enfoque sistémico que analice cada paso en la cadena de servicios. Para avanzar hacia cadenas de servicio completas y funcionales de MLF, este libro desarrolla un enfoque integrado en el ámbito de sistemas, que incluye tecnología, gestión y planificación.



Figura 1.2 Salida de lodos fecales de una letrina de pozo directamente a un canal abierto de drenaje en Kampala, Uganda (izq.) y el vaciado antihigiénico de lodos de un tanque séptico a un hueco en la tierra al lado de una casa en Dakar, Senegal (fotos: Linda Strande).

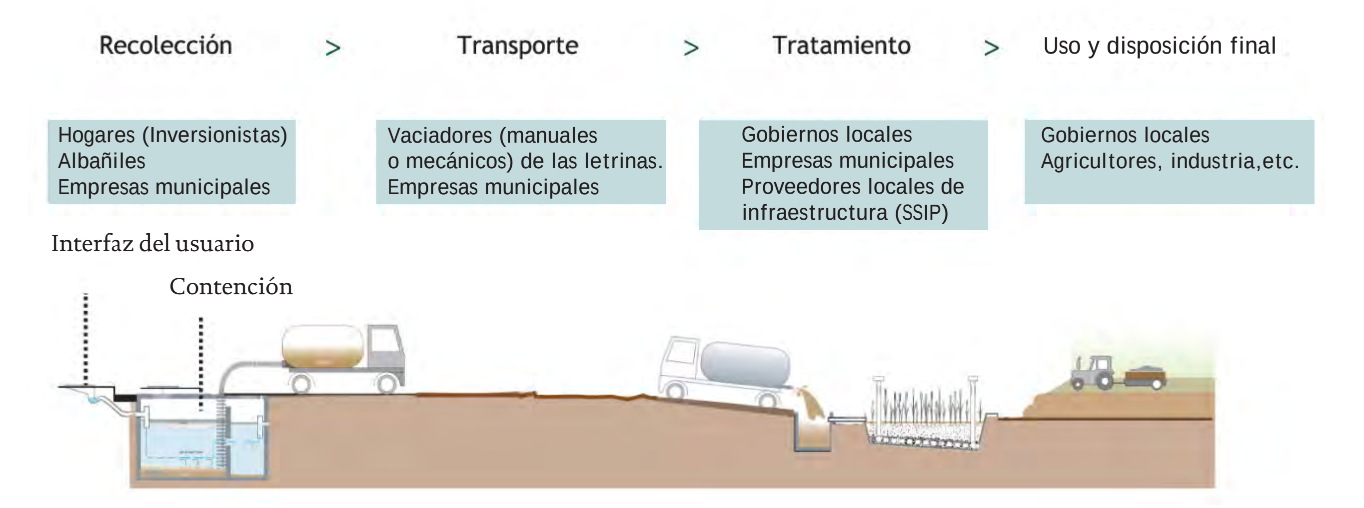


Figura 1.3. **La cadena de servicio de saneamiento y manejo de lodos fecales (MLF; Parkinson *et al.* 2013).**

1.4 EL OBJETIVO DEL LIBRO

El desarrollo de soluciones para el MLF representa una grave necesidad mundial que ha recibido poca atención durante los últimos 20 años (Strauss y Heinss, 1996). En comparación con la gestión de aguas servidas, los conocimientos del MLF en áreas urbanas llevan un retraso de 100 años. Sin embargo, el campo del MLF está desarrollándose actualmente con rapidez, recibiendo un creciente reconocimiento, como lo demuestran muchos ejemplos recientes de municipalidades que adoptan el MLF dentro de su planificación urbana (p.ej., Dakar, Senegal y Uagadugú, Burkina Faso) y el compromiso de organizaciones como la Fundación Bill y Melinda Gates de asignar amplios recursos para la investigación del MLF. Experiencias de proyectos piloto y sistemas de tamaño completo (Figura 1.4) comienzan a surgir desde hace poco tiempo, pero su puesta en práctica no alcanza todavía la velocidad deseada. A medida que crezca la necesidad del MLF, crecerá asimismo la necesidad de soluciones. Sin embargo, la información sobre el MLF no es generalmente fácil de obtener, por lo tanto, el objetivo de este libro es presentar un enfoque completo e integrado del MLF en las zonas urbanas y periurbanas de los países de ingresos medios y bajos. Este libro pretende contribuir a llenar ese vacío de información al reunir y presentar el estado actual del conocimiento en este campo.

Este libro está dirigido a estudiantes y a quienes realizan el MLF en el campo, así como a responsables de diseño, planificación, promoción o gestión de sistemas de MLF. El enfoque integrado del libro incluye un resumen, pautas para el diseño de las tecnologías de tratamiento, indicaciones para el funcionamiento y mantenimiento de una operación exitosa con estas tecnologías y sugerencias para una planificación que permite cumplir con todos los requisitos para asegurar un sistema sostenible a largo plazo. Se presume que el lector tenga un conocimiento básico de saneamiento y tratamiento de aguas servidas.

Se aspira a que el libro contribuya al entendimiento de los aspectos de tratamiento, gestión y planificación de MLF, capacitando al lector para identificar opciones adecuadas de tratamiento y entender los mecanismos y diseños de las tecnologías específicas; también se espera que sirva de ayuda para comunicar los aspectos importantes del MLF a las partes interesadas en el proceso, como pueden ser los gerentes y responsables de tomar decisiones. Será, asimismo, útil para el personal de las municipalidades, ministerios nacionales de saneamiento, consultores, organismos donantes y empresas afines al manejo de desechos, a fin de aumentar su conocimiento, entendimiento y perspectiva sobre los sistemas integrados de MLF.

El libro fue diseñado como herramienta de aprendizaje, incorporando muchos elementos de un texto académico. Cada capítulo incluye objetivos de aprendizaje para que se vea claramente sobre qué el lector podrá instruirse. Al final de cada capítulo, preguntas de estudio ayudan a evaluar si se han logrado estos objetivos de aprendizaje. Donde sea pertinente, se incluyen ejercicios para demostrar cómo se realizan los cálculos, junto con casos de estudios para describir la importancia de las lecciones en la vida real. El libro también puede ser usado como texto académico y es utilizado actualmente en un curso de tres semanas sobre MLF, además de en un nuevo curso en Internet sobre MLF ofrecido por el Instituto para Educación Hídrica de UNESCO-IHE.

1.5 DISEÑO DE UN MANEJO DE LODOS FECALES PENSANDO EN EL TRATAMIENTO Y LOS USOS FINALES

Al diseñar las tecnologías de tratamiento, las opciones para el uso o disposición final de los lodos y líquidos deben determinarse primero, para que se pueda incorporar al diseño el grado apropiado de tratamiento para el destino deseado. Una vez seleccionadas estas opciones, será más factible diseñar sistemas a partir de los requisitos para el tratamiento final, a fin de lograr los objetivos. Por ejemplo, serán muy diferentes las exigencias en la reducción de patógenos y la deshidratación del lodo si el producto final se ocupará para fertilizar cultivos alimenticios o bien como combustible para procesos industriales. Estas decisiones son específicas para cada contexto y deben hacerse basadas en las regulaciones locales y la demanda de los productos finales en el mercado. De manera similar a las Clases A y B de biosólidos en los Estados Unidos, se tratan los LF para grados de reducción de patógenos acordes con los diferentes usos finales. Este enfoque es importante para asegurar que los efluentes y productos finales logren grados adecuados de tratamiento, que los sistemas no se sobre-dimensionen, de modo que no se desperdicien los recursos financieros y que los sistemas no se diseñen con insuficientes garantías, poniendo en riesgo la salud pública y ambiental.

La recuperación de recursos de los productos del tratamiento debe considerarse como un objetivo del tratamiento, siempre que sea posible, pero el objetivo principal es obviamente proteger la salud pública. En muchos países de ingresos medios y bajos, no existen regulaciones para el uso final de los lodos o, si existen, a



Figura 1.4 La clase de 2014 a 2016 en la Maestría de Especialización en la Ingeniería Sanitaria de UNESCO-IHE (foto: UNESCO-IHE).

veces no se cumplen. En la ausencia de reglamentos adecuados, el grado de tratamiento llega a ser una decisión de la sociedad. Por otro lado, las normas demasiado estrictas también pueden tener un impacto negativo, si impiden tomar acción al ser imposibles de cumplir. Para asegurar la protección adecuada de la salud humana, se recomienda un enfoque de barreras múltiples (como se describe en el Capítulo 10, El Uso Final de Productos de Tratamiento). Los flujos financieros de la venta de los productos finales también pueden ayudar a lograr la sustentabilidad de las opciones del tratamiento, al compensar los costos de procesamiento de los lodos, aportar un flujo de ingresos, ayudar a asegurar que las estaciones de tratamiento sean operadas bien para proporcionar productos de calidad y brindar un beneficio a la sociedad al recuperar los recursos. Para este tipo de solución específica, es necesario tomar en cuenta la demanda del mercado local y las maneras de agregar valor a los productos del tratamiento, ya que los mercados varían ampliamente entre los lugares (Diener *et al.*, 2014).

1.5.1 El enfoque sistémico

Para una implementación sostenible y una operación continua, el MLF requiere un enfoque sistémico integrado que incorpora la tecnología, gestión y planificación (Figura 1.5). En este libro, los capítulos están ordenados por secciones sobre Tecnología, Gestión y Planificación, como se presenta claramente en todo el libro por un esquema de colores, pero lo más importante es cómo se integran estos tres campos para dar un marco que guíe las actividades desde la fase inicial de planificación del proyecto hasta las fases de implementación, operación y mantenimiento. Se requiere un enfoque sistémico y multidisciplinario hacia el MLF, como el que se desarrolla en el presente libro, para asegurar que los LF no tratados sean sacados fuera de la comunidad, no permanezcan en el hogar y sean tratados de manera segura y eficaz. Por ejemplo, sacar los lodos del hogar es un interés particular, pero la cadena de servicios del MLF es un interés público, que requiere que una autoridad responsable del bien público la regule y aplique. Si tan solo pocas personas de la comunidad manejan los LF correctamente, no habrá un impacto neto en la comunidad en su conjunto, ya que una participación colectiva a escala comunitaria es necesaria para asegurar que se logren los beneficios en salud pública. Esto requiere un compromiso sostenido por parte del sector público, políticas eficaces e implementación y control apropiados a fin de promover la comprensión y el cumplimiento (Klingel *et al.*, 2002), temas que se analizan en las secciones de Planificación y Gestión.

Aunque las tecnologías son un componente integral y esencial del MLF, no deben considerarse aisladamente. Las metodologías de planificación y gestión presentadas en este libro ayudarán a formar la base para construir sistemas de MLF que sean exitosos a largo plazo. No solo representan la primera fase del diseño de un sistema, sino que también son necesarios para asegurar que el éxito continúe durante toda la vida de un proyecto.

Como se presenta en la sección de planificación, sería ideal que todos los actores claves comprendan la necesidad de participar y deseen tomar parte en las etapas de planificación, incluyendo autoridades públicas, empresas que prestan servicios de recolección, transporte y tratamiento y comunidades que reciben los servicios e impactos. Los métodos para aumentar la participación de los actores ayudan a asegurar que ellos tengan una inversión a largo plazo en el éxito del sistema y continúen dando una retroalimentación que genera soluciones cada vez mejores. Se facilita esto al definir claramente las responsabilidades y los mecanismos de comunicación y coordinación durante las fases de planificación. Incluir un enfoque integrado de planificación ayuda a asegurar una gestión participativa, sin la cual las tecnologías ejecutadas en los países de bajos ingresos fallarán a largo plazo.

En este libro, el proceso de planificación incluye explorar la situación (identificar los actores y sus interacciones; comprender la situación existente; desarrollar los objetivos generales y específicos); desarrollar soluciones (incluyendo los aspectos institucionales, financieros y técnicos); y determinar medidas a implementarse (Klingel *et al.*, 2002). Esto abarca los aspectos organizativos, institucionales, financieros, legales y técnicos de toda la cadena de servicios del MLF, desde la recolección y transporte hasta la disposición o uso final de los productos del tratamiento, y es necesario coordinar y asegurar variados y complejos niveles de servicio, entre actores que tengan diversos intereses. Este enfoque ante la planificación del MLF incluye comprender y satisfacer los intereses, necesidades y limitaciones de los actores, en el contexto de la situación inicial, mecanismos financieros, capacidad y un marco institucional adecuado. Este tipo de planificación integral podrá evitar los fracasos anteriores, como por ejemplo la ubicación de una estación de tratamiento de LF (ETLF) en las afueras de la ciudad donde está disponible el terreno a un precio relativamente bajo, pero implicaría que el costo asociado con el tiempo y distancia de traslado para las empresas de recolección y transporte sea demasiado alto, dando lugar a que los LF sean vertidos directamente en el ambiente y la ETLF quede sin uso.

Los factores de gestión presentados en este libro, como la institucionalización, capacidad técnica, marcos jurídicos y mecanismos para la recuperación de costos, ayudarán a asegurar el éxito a largo plazo de las tecnologías de MLF (Bassan *et al.*, 2014). Las consideraciones administrativas deben incorporarse en las decisiones sobre las tecnologías, por ejemplo las bombas que estén disponibles y reparables localmente para asegurar la operación continua de las tecnologías cuando estas se dañan. Pueden estar vigentes las regulaciones ambientales, pero requerirán un control adecuado de su cumplimiento. Evaluar e implementar estructuras financieras que pueden sostener al sistema aseguran la viabilidad económica y la operación a largo plazo, incluyendo incentivos y sanciones financieros apropiados (Wright, 1997). Es necesario determinar los métodos para asegurar que se cubran los costos de funcionamiento para que todo el sistema pueda operar de una manera alcanzable, así como las maneras en que las transferencias financieras en toda la cadena de servicio puedan proporcionar un financiamiento adecuado para cada paso de ella.

Este enfoque sistémico incluye la evaluación de los sistemas existentes para mejorarlos en cada paso de la cadena y así entender cómo todos los pasos se integran e influyen entre sí, lo cual es sumamente importante. Por ejemplo, ¿será factible que la recuperación de recursos impulse tanto la cadena de servicios que se podría reducir los costos para cada hogar y así ampliar el acceso al saneamiento? ¿Sería posible que la demanda en el mercado para los productos finales del tratamiento (p.ej., como combustible industrial) genere un incentivo económico suficiente para que las empresas de recolección y transporte entreguen todos los LF a las ETLF, en lugar de descargarlos, sin tratamiento, directamente en el ambiente?

Este libro contiene 18 capítulos, divididos entre secciones sobre tecnología, gestión y planificación, más el Capítulo 1 sobre “La Situación en el Mundo” y el Capítulo 18 sobre “El Camino Hacia Adelante”. Este enfoque cubre temas individuales de manera focalizada, a la vez que los incorpora en los demás temas interrelacionados en todo el libro. Los Capítulos 2 a 10 abordan los aspectos técnicos de la recolección, transporte y tratamiento; los Capítulos 11 a 13 se centran en ejemplos de la gestión continua de los sistemas de MLF; y los Capítulos 14 a 17 analizan la planificación de los sistemas integrados de MLF. Cada capítulo presenta diferentes aspectos de su campo y luego se analiza cómo combinarlos todos en un enfoque integrado, en el Capítulo 17, “Planificación de Sistemas Integrados de MLF”, en el que se presenta un marco lógico que resalta las tareas y actividades que necesitan incluirse en el diseño de un sistema integrado.

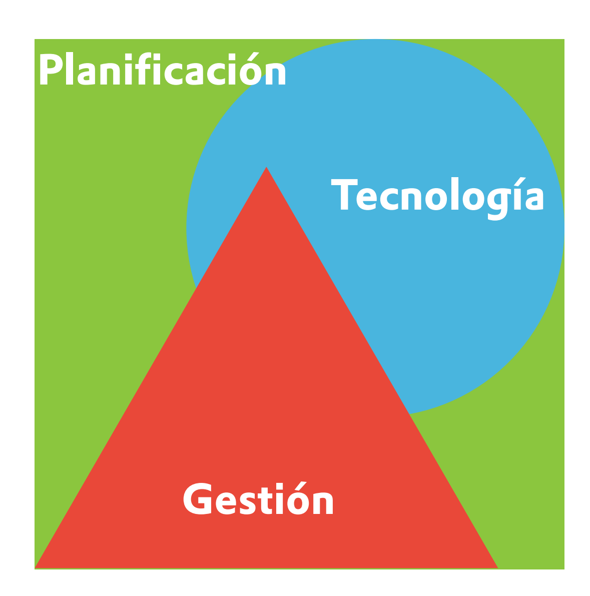


Figura 1.5 El manejo de los lodos fecales requiere un enfoque sistémico integrado, incorporando tecnología, gestión y planificación.

Capítulo 2 Cuantificación, Caracterización y Objetivos de Tratamiento de los Lodos Fecales

Este capítulo presenta una visión general de los desafíos y objetivos de MLF desde la perspectiva de la tecnología. Cubre las dificultades de obtener datos confiables para estimar la calidad y cantidad de LF producidos en una ciudad, introduce los parámetros que son importantes en la caracterización de los LF y cómo se analizan. Proporciona ejemplos para ilustrar la amplia gama de LF de dilución alta, media y baja que se ha observado en el campo y explica algunos de los factores operativos que causan esta variabilidad. Luego, el capítulo explica los objetivos de tratamiento de un sistema de MLF.

Capítulo 3 Mecanismos de Tratamiento

Presenta los mecanismos científicos básicos que sustentan las tecnologías existentes para el tratamiento de LF, para darle al lector un entendimiento más profundo sobre cómo funcionan las tecnologías y sus requisitos de operación y mantenimiento. Explica los parámetros claves que requieren monitoreo y optimización para asegurar la eficiencia del tratamiento y los criterios para seleccionar los mecanismos más apropiados para un contexto dado.

Capítulo 4 Métodos y Maneras de Recolectar y Transportar

Examina el estado actual de los conocimientos sobre cómo recolectar los LF de las estructuras descentralizadas y transportarlos hasta las ETLF, incluyendo el papel de las estaciones de transferencia. Se explican las tecnologías, incluyendo sus aspectos sociales, técnicos y procedimentales. Se exponen tecnologías totalmente manuales (Figura 1.6), con máquinas operadas manualmente y otras plenamente mecanizadas. También se destaca la importancia de las cuestiones de salud y seguridad durante la recolección y el transporte de los LF.

Capítulo 5 Panorama de las Tecnologías de Tratamiento

Resume las tecnologías de tratamiento, incluyendo las establecidas (que luego se analizan más detalladamente en sus respectivos capítulos), las que parecen muy esperanzadoras pero poco aplicadas y las alentadoras que todavía están en la fase de investigación. Se identifican las ventajas, limitaciones y el campo de aplicación de cada opción de tratamiento, con información que permite comparar y contrastar sus rendimientos y alcances potenciales. También subraya la importancia de encontrar una combinación de tecnologías adaptadas al contexto y los parámetros a considerar en el diseño un sistema.



Figura 1.6 Transporte de lodos fecales en un asentamiento informal en Nairobi, Kenia (foto: Linda Strande).

Capítulo 6 Tanques de Sedimentación y Espesamiento

Habla sobre el diseño, la operación y el mantenimiento de los tanques de sedimentación y espesamiento, incluyendo su ámbito de aplicación, los principales mecanismos de su funcionamiento y sus posibles ventajas y desventajas. También, se proporcionan detalles sobre la manera de ajustar el diseño de un tanque de sedimentación y espesamiento al objetivo deseado de tratamiento.

Capítulo 7 Lechos de Secado sin Plantas

Describe los lechos de secado sin plantas para deshidratar los lodos. Explica sus componentes y la influencia de estos sobre su rendimiento. Indica los niveles apropiados de su operación, mantenimiento y monitoreo a fin de que rindan bien. Finalmente, se detalla cómo ajustar su diseño al tratamiento deseado.

Capítulo 8 Lechos de Secado con Plantas

Relata sobre los lechos de secado con plantas para secar y estabilizar los lodos. Describe los tipos de vegetación que se siembran en ellos y la función que cumplen en el procesamiento de los lodos. Detalla las intervenciones de operación, mantenimiento y monitoreo que son necesarias para un buen rendimiento. Para completar, explica cómo diseñarlos, según el objetivo deseado de tratamiento y los parámetros específicos del contexto.

Capítulo 9 Co-tratamiento con Aguas Residuales

Cuenta acerca del co-tratamiento de LF con aguas residuales municipales. Las posibilidades analizadas incluyen el lodo activado, la digestión anaeróbica y las lagunas anaeróbicas. Se subraya el cuidado extremo que se debe ejercer al considerar este tratamiento combinado, ya que el sistema podría sobrecargarse y fallar, incluso cuando se agregan pequeños volúmenes de LF a una estación depuradora de aguas residuales (EDAR). Se explica el fraccionamiento de la materia orgánica y los compuestos de nitrógeno en los LF. Se analizan las consideraciones claves e impactos potenciales de este co-tratamiento y se presentan los resultados de un modelado matemático del volumen aceptable de LF que podría agregarse a las aguas residuales, según sus características.

Capítulo 10 Uso Final de los Productos de Tratamiento

Destaca la seguridad en el uso o disposición final de los productos del tratamiento de los LF, la importancia de recuperar los recursos y la protección adecuada de la salud humana y ambiental. Se enumeran las opciones existentes para la recuperación de recursos, así como algunas opciones innovadoras que todavía están desarrollándose en sus etapas de investigación. Además, informa sobre la determinación de las tarifas para la aplicación de los lodos tratados en el suelo y las posibilidades del uso o disposición final de los flujos líquidos.

Capítulo 11 Operación, Mantenimiento y Monitoreo de una ETLF

Analiza los factores críticos de las operaciones y el mantenimiento que deben considerarse al construir y operar una ETLF. Resalta los manuales de operaciones y mantenimiento, la importancia de las actividades de monitoreo y el papel crucial de la gestión administrativa en la operación exitosa a largo plazo de una ETLF.

Capítulo 12 Marcos Institucionales

Informa sobre el marco institucional que debe establecerse a fin de formar un entorno que facilita eficazmente el MLF. Ofrece modelos de regulaciones y contratos que podrían aplicarse para asegurar el cumplimiento de un servicio adecuado. Se explican las principales fortalezas y debilidades de los actores con relación al marco institucional y se presenta un resumen de posibles arreglos institucionales para distribuir las responsabilidades a lo largo de la cadena de servicios. Además, se analizan las ventajas y desventajas de las diferentes configuraciones institucionales.

Capítulo 13 Transferencias y Responsabilidades Financieras

Describe las posibilidades para aplicar diferentes modelos de flujo financiero entre los actores en la cadena de servicios del MLF. Explica los tipos de transferencias financieras que cumplen una función, los incentivos necesarios, las tarifas sostenibles y los marcos legales e institucionales que deben establecerse. También subraya la complejidad y dificultad de diseñar, ejecutar, monitorear y optimizar los flujos financieros para una cadena entera de MLF.

Capítulo 14 Evaluación de la Situación Inicial

Aquí se reseña el primer paso del proceso de planificación, en particular cómo comprender qué se necesita saber al inicio de la planificación del MLF y qué información necesita recopilarse. Explica los diferentes métodos para la toma de datos pertinentes y cómo identificar los defectos y desafíos de los sistemas existentes de MLF y de sus entornos favorables.

Capítulo 15 Análisis de los Actores

Enseña la importancia del análisis de los actores en el diseño de los proyectos de MLF, con indicaciones sobre cómo realizar el análisis, incluyendo la identificación y caracterización de los actores y relaciones claves. También explica cómo la selección de actores evoluciona durante el transcurso del proceso de la planificación y cómo determinar cuáles actores necesitan empoderamiento, incentivos, fortalecimiento de capacidades u otras formas de información.

Capítulo 16 Integración de los Actores

Anuncia la importancia de integrar a los actores desde el principio de un proyecto y cómo esto facilita eficazmente la implementación del proyecto y refuerza su sostenibilidad a largo plazo. Explica cómo usar la información recopilada durante el análisis de los actores a fin de planificar su integración, además de cómo distribuir y formalizar los roles y responsabilidades. Por último, proporciona herramientas para informar, dialogar y colaborar con los actores.

Capítulo 17 Planificación de Sistemas Integrados

Resalta la importancia de combinar toda la información presentada en este libro, en un solo enfoque de planificación integrada. Vincula todos los aspectos de tecnología, gestión y planificación que se desarrollan en esta obra y explica cómo se interconectan e influyen entre sí. Se propone un marco lógico que resalta las tareas y actividades que deben incluirse en el diseño de un sistema completo. Este capítulo ilustra cómo planificar un sistema integral de MLF en toda una ciudad y cómo seleccionar las opciones más adecuadas para su contexto local.

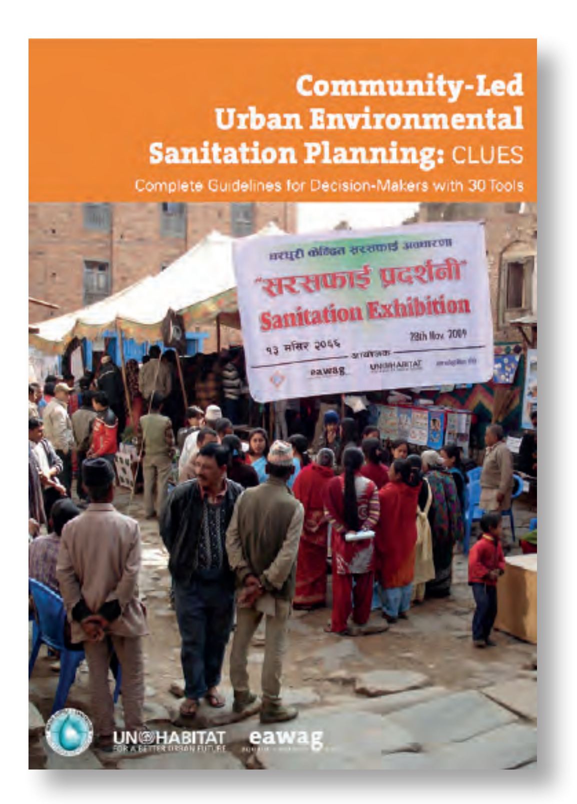
Capítulo 18 El Camino Hacia Adelante

Analiza los aprendizajes logrados, lo que aún falta investigar en el campo de MLF y cómo podemos avanzar en el desarrollo de los conocimientos necesarios.

Recursos Disponibles

Además de este libro, hay muchos recursos disponibles sin costo en el Internet para apoyar el diseño y mejoramiento del acceso al saneamiento ambiental para todos. Todas estas herramientas deben usarse conjuntamente para asegurar el enfoque más sostenible y completo posible. Estos recursos incluyen:

Saneamiento Ambiental Urbano Dirigido por la Comunidad, (CLUES), EAWAG/WSSCC/UN-Habitat



Este documento expone un conjunto completo de lineamientos para planificar el saneamiento en las zonas urbanas de bajos ingresos. Es el marco de planificación más actualizado para facilitar la prestación de servicios de saneamiento ambiental para las comunidades urbanas y peri-urbanas. CLUES (Community-Led Urban Environmental Sanitation) sigue siete pasos fáciles, que deben ejecutarse en orden. El Paso 5 se fundamenta en el Compendio (véase a continuación), aplicando el enfoque sistémico para seleccionar la opción u opciones tecnológicas que son más adecuadas para un determinado contexto urbano. El documento también ofrece un guía de cómo fomentar un entorno favorable para la planificación del saneamiento en los sectores urbanos.

Se publicó en el año 2011, tiene 100 páginas y una ayuda memoria. Se puede descargar en español en: www.sandec.ch/clues_es.

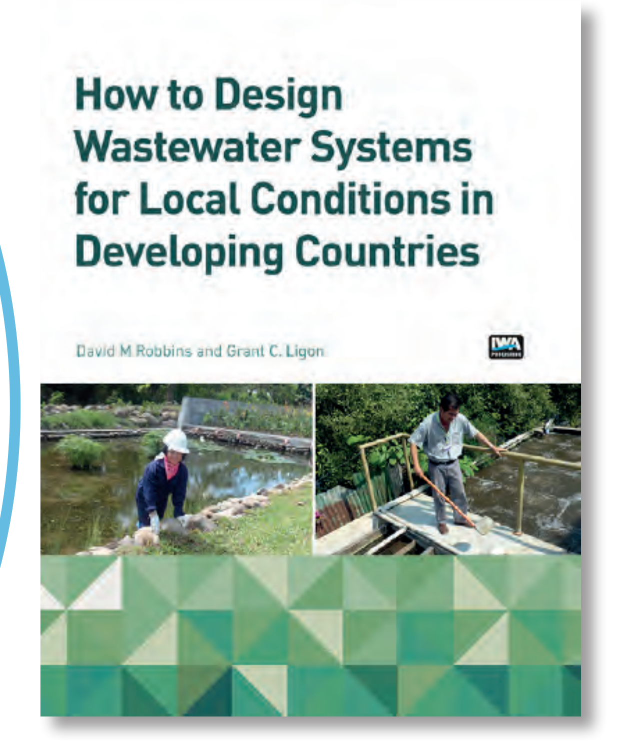
Compendio de Sistemas y Tecnologías de Saneamiento



Este Compendio es un documento para guiar a ingenieros y planificadores en los países de ingresos medios y bajos, con la intención principal de apoyar la planificación comunicativa con las comunidades locales. También es para las personas que tienen conocimientos detallados sobre las tecnologías convencionales sofisticadas y requieren información, por ejemplo, sobre la infraestructura y las diferentes configuraciones de los sistemas. No pretende ser una fuente completa e independiente para ingenieros durante la toma de decisiones en una comunidad, (p.ej., en una toma de decisiones impulsada por expertos).

El Compendio se publicó por primera vez en el 2008 durante el Año Internacional del Saneamiento. La nueva versión contiene más tecnologías, una guía simplificada para el usuario, así como una sección sobre las tecnologías nuevas emergentes, todo en una misma estructura breve, conciso y conectado. Está disponible en español para ser descargado en: http://www.eawag.ch/forschung/sandec/publikationen/compendium_e/spanish_version

How to design wastewater systems for local conditions in developing countries (RTI/IWA)



Este manual de 'Cómo Diseñar los Sistemas de Aguas Servidas Según las Condiciones Locales en los Países en Vías de Desarrollo' es específicamente para los países de ingresos bajos. Promueve un enfoque específico para cada contexto, guiando al usuario para seleccionar las tecnologías más idóneas para su zona. Proporciona herramientas y manuales de campo para caracterizar las fuentes y evaluar los sitios, así como para identificar y seleccionar las tecnologías. Este manual se preparó para los prestadores de servicios del sector público y privado, reguladores, ingenieros y especialistas en desarrollo a cargo de ejecutar sistemas de aguas residuales. RTI redactó el manual, e IWA lo publicó en el 2014. Está disponible en: http://www.iwapublishing.com/ template.cfm?name=isbn9781780404769_&type=new.

Ampliar sus conocimientos mediante un curso

En los últimos años, el conocimiento sobre el MLF ha avanzado mucho. Para la nueva generación de científicos e ingenieros que ingresan a la profesión del saneamiento, la cantidad, complejidad y diversidad de estos nuevos adelantos pueden resultar abrumadoras, particularmente en los países de ingresos bajos con menos acceso a cursos avanzados sobre el tema. El presente libro pretende contribuir a corregir esta deficiencia. Reúne e integra materiales de expertos de alrededor del mundo que han logrado grandes avances en el MLF. El libro también es parte de un curso de tres semanas en el Instituto UNESCO-IHE para la Educación Hídrica, así como de un programa de estudios por Internet sobre el MLF. Además, puede usarse juntamente con materiales impresos sobre las ponencias, charlas filmadas por los autores y tutoriales para el estudio independiente por la persona que se interesa. Al completar este curso, se podrá aplicar los enfoques modernos del MLF con un entendimiento más profundo, conocimientos más avanzados y mayor confianza en el éxito.



Figura 1.7 Una promoción graduada de la Maestría en Ciencias del UNESCO-IHE. Además de utilizarse en el programa de estudios de maestría, el presente libro es parte del curso de estudio a distancia sobre el manejo de lodos fecales y del recién establecido diplomado de posgrado en Saneamiento e Ingeniería Sanitaria en UNESCO-IHE (foto: UNESCO-IHE).

1.6 BIBLIOGRAFÍA

Bassan, M., Mbéguéré, M., Koné, D., Holliger, C., Strande, L. (2014). Success and failure assessment methodology for wastewater and faecal sludge treatment projects in low-income countries. Journal of Environmental Planning and Management. http://dx.doi.org/10.1080/09640568.2014.943343

Bill & Melinda Gates Foundation (BMGF) (2011). Landscape Analysis & Business Model Assessment in Fecal Sludge Management: Extraction & Transportation Models in Africa - Senegal.

Diener, S., Semiyaga, S., Niwagaba, C., Muspratt, A., Gning, J.B., Mbéguéré, M., Ennin, J.E., Zurbrugg, C., Strande, L. (2014). A value proposition: resource recovery from faecal sludge – can it be the driver for improved sanitation? Resources Conservation & Recycling 88: 32–38. Disponible en: https://dx.doi.org/10.1016%2Fj.resconrec.2014.04.005

Dodane, P.H., Mbéguéré, M., Ousmane, S., Strande, L. (2012). Capital and Operating Costs of Full-Scale Faecal Sludge Management and Wastewater Treatment Systems in Dakar, Senegal. Environmental Science & Technology 46(7), p.3705-3711.

Gaulke, L., Johkasou S. (2006). On-site Wastewater Treatment and Reuses in Japan. Proceedings of the Institute of Civil Engineers - Water Management 159(2), p.103-109.

Hutton, G., Haller, L., Bartram, J. (2007). Global Cost-benefit Analysis of Water Supply and Sanitation Interventions. Journal of Water and Health 5(4), p.481-502.

Klingel, F., Montangero, A., Koné, D., Strauss, M. (2002). Fecal Sludge Management in Developing Countries. A planning manual. EAWAG: Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology SANDEC: Department for Water and Sanitation in Developing Countries.

Parkinson, J., Lüthi, C. (2013). Sanitation21 – a planning framework for improving city-wide sanitation services. (En español, Saneamiento21.) Londres, Gran Bretaña: International Water Association (IWA), EAWAG y GIZ. Disponible en inglés desde: http://www.susana.org/en/resources/library/details/1336

Strauss, M., Heinss, U. (1996). Faecal Sludge Treatment, SANDEC News no. 2.

Strauss, M., Larmie, S.S., Heinss, U. and Montangero, A.(2000). Treating Faecal Sludges in Ponds. Water Science & Technology 42(10), p.283–290.

Tilley, E., Lüthi, C., Morel, A., Zurbrügg, C., Schertenleib, R. (2008). Compendio de Sistemas y Tecnologías de Saneamiento. EAWAG, Dübendorf, Suiza. Disponible en: http://www.eawag.ch/forschung/sandec/publikationen/compendium_e/spanish_version

UNICEF y OMS (2009). Diarrhoea: Why children are still dying and what can be done.

Wright, A.M. (1997). Toward a Strategic Sanitation Approach: Improving the Sustainability of Urban Sanitation in Developing Countries. Programa de Agua y Saneamiento del PNU y el Banco Mundial.

Preguntas para el Estudio de este Capítulo

1. ¿Cuántas personas en el mundo dependen de MLF para contar con un ambiente limpio?
2. Nombre tres razones por las que los LF fueron poco estudiados históricamente.
3. ¿Qué riesgos existirían para un sistema de MLF al no aplicar un enfoque sistémico e integrado?



Tecnología

Capítulo 2

Cuantificación, Caracterización y Objetivos de Tratamiento de los Lodos Fecales

Charles B. Niwagaba, Mbaye Mbéguéré y Linda Strande

Tecnología

Objetivos de aprendizaje

- Entender las dificultades para obtener datos confiables sobre la calidad y cantidad de lodos fecales producidos en toda una ciudad.
- Conocer los parámetros más importantes para la caracterización de los lodos fecales, cómo se analizan y qué rangos determinan que los lodos fecales sean de dilución alta, media o baja.
- Saber cómo los factores operativos influyen en la variabilidad de los lodos fecales.
- Entender los objetivos del manejo y tratamiento de los lodos fecales.

2.1 INTRODUCCIÓN

El primer paso para diseñar tecnologías para tratar los lodos fecales (LF), de manera que cumplan con los objetivos definidos de tratamiento, es cuantificar y caracterizar a los LF que se desea tratar. Óptimamente, esto se llevaría a cabo como parte de un estudio de factibilidad (como se describe en el Capítulo 17), pero es difícil debido a la falta de metodologías estandarizadas para la cuantificación o caracterización de los LF, lo que dificulta el diseño de sistemas adecuados y apropiados.

Las cantidades de LF generados y sus características típicas son difíciles de determinar, por la gran variedad de tecnologías descentralizadas en uso, como letrinas de pozo, inodoros públicos, tanques sépticos, letrinas cuyo tubo para la caída del excremento baja hasta debajo del nivel de agua en el tanque séptico abajo (aqua privies en inglés) e inodoros secos. Aunque diferentes tecnologías pueden existir en una misma ciudad, algunas prevalecen en ciertas regiones geográficas. Por ejemplo, en Bangkok (Tailandia), Dakar (Senegal), Hanói (Vietnam) y Buenos Aires (Argentina), los tanques sépticos son la forma predominante de tecnología descentralizada de contención, mientras que en Kampala (Uganda), Nairobi (Kenia) y Dar-es-Salaam (Tanzania) varios tipos de letrinas de pozo son los más utilizados (p.ej., letrinas mejoradas y sin mejoras, letrinas compartidas y públicas).

Por otro lado, la cantidad y las características de los LF también dependen del diseño y construcción de la tecnología sanitaria, de cómo es utilizada, de cómo son recolectados los LF y de la frecuencia de recolección. Todas estas variables producen grandes diferencias en las características de los LF entre ciudades e incluso entre diferentes lugares donde se aplica una misma tecnología.

Por lo tanto, este capítulo pretende presentar un resumen del estado actual de conocimiento sobre la cuantificación y caracterización de LF y señalar brechas en el mismo con el fin de poner estos en perspectiva respecto a los objetivos de tratamiento de los LF.

2.2 CUANTIFICACIÓN DE LOS LODOS FECALES

Generar estimaciones certeras del volumen de LF producidos es esencial para el correcto dimensionamiento de las redes de recolección y transporte, los sitios de entrega, las estaciones de tratamiento y las opciones de disposición o uso final. Debido a la variabilidad de los volúmenes generados de LF, es importante realizar estimaciones basadas en la realidad específica de cada lugar y no lo que uno encuentre en la literatura. Sin embargo, no existen métodos comprobados para cuantificar la producción de LF en áreas urbanas y la toma de datos que se requiere para cuantificarla acertadamente demandaría demasiada mano de obra, especialmente donde no existe información alguna. Por lo tanto, se debe desarrollar metodologías para generar estimaciones razonables.

Para esto, se han desarrollado dos enfoques teóricos: el Método de la Producción de Lodos y el Método de la Recolección de Lodos. La aplicación de uno u otro depende de si se pretende determinar la producción total de lodos o la carga previsible en la estación de tratamiento de lodos. El Método de la Producción de Lodos es para estimar las cantidades de LF que se originan en los hogares, con predicciones acerca de:

- Producción de excremento (es decir, heces y orina);
- Volumen de agua usado para lavado anal, lavado de manos, arrastre del excremento o en la casa en general; y
- Tasas de acumulación según el tipo de estructura de contención.

Por otra parte, el Método de la Recolección de Lodos se inicia con las compañías de recolección y transporte (tanto formales como informales) y utiliza la demanda actual de estos servicios para estimar el volumen de LF. Desafortunadamente, cada uno involucra muchas suposiciones debido a la falta de información. Las siguientes secciones dan ejemplos de cómo se aplican estos métodos.

2.2.1 El método de la producción de los lodos

La cantidad de heces producidas a diario puede variar ampliamente según los hábitos alimenticios. Las personas con una dieta que consiste en comida no procesada, con un alto contenido de fibra, producen mayor cantidad de heces (en masa y volumen), en comparación con las que consumen más carne y comidas procesadas (Guyton, 1992). La frecuencia de defecación es, en promedio, un depósito por día, pero puede variar de uno por semana hasta cinco por día (Lentner et al., 1981; Feachem et al., 1983). La Tabla 2.1 presenta valores reportados sobre la producción humana de heces.

Tabla 2.1 Tasas reportadas de la producción de heces

Lugar	Peso húmedo (g/persona/día)
Países de ingresos altos[1]	100 a 200
Países de ingresos bajos, rural[2]	350
Países de ingresos bajos, urbano[2]	250
China[3]	315
Kenia[4]	520
Tailandia[5]	120 a 400

[1] Lentner *et al.* (1981); Feachem *et al.* (1983); Jonsson *et al.* (2005); Vinneras *et al.* (2006)
[2] Feachem *et al.* (1983)
[3] Gao *et al.* (2002)
[4] Pieper (1987)
[5] Schouw *et al.* (2002)

El volumen de orina excretada también varía mucho según factores como el consumo de líquidos, la dieta, la actividad física y el clima (Lentner et al., 1981; Feachem et al., 1983). La Tabla 2.2 presenta valores reportados sobre la producción humana de orina.

Además del volumen de excremento generado a diario, la acumulación de los LF depende de los hábitos de las personas en el tiempo y en el espacio que influyen en el uso del inodoro, como el horario de trabajo, los hábitos de alimentación y bebidas, los patrones de cohesión social y la frecuencia del uso del inodoro. Adicionalmente, se debe tomar en cuenta el volumen de desechos sólidos que se bota dentro del sistema.

Se requieren los siguientes datos para estimar la producción de LF de una forma adecuada:

- Número de usuarios;
- Ubicación;
- Tipos y números de estructuras descentralizadas presentes;
- Tasas de acumulación de LF; y
- Población de diferentes niveles socioeconómicos.

La recopilación de datos puede presentar varios desafíos dependiendo de la información disponible, ya que las estructuras descentralizadas son construidas frecuentemente de manera informal y no hay registro de cuántas sean, de qué tipo, etc., en toda la ciudad. Un estimado certero demandaría un levantamiento intensivo de datos, con entrevistas en cada hogar. En algunos casos, se cuenta con información demográfica detallada, mientras que en otros no sucede lo mismo. Otra complicación es el rápido crecimiento poblacional en las áreas urbanas de países con bajos ingresos. Además, para estimar el volumen de LF a entregarse en las estaciones de tratamiento, también se tiene que tomar en cuenta que los camiones aspiradores no vacían siempre todo el contenido de los sistemas de contención (Koanda, 2006).

Este método para estimar la producción de LF llevaría a sobreestimar los potenciales volúmenes a entregarse en la estación de tratamientos de los LF (ETLF). Aunque la meta es que todos los LF sean entregados en una ETLF, no es muy realista suponer que eso ocurra.

Tabla 2.2 Tasas reportadas de la producción de orina

Lugar	Peso húmedo (g/persona/día)
Valor general para adultos[1]	1.000 a 1.300
Suecia[2]	1.500
Tailandia[3]	600 a 1.200
Suiza (hogar, entre semana)[4]	637
Suiza (hogar, fines de semana)[4]	922
Suecia[5]	610 a 1.090

[1] Feachem *et al.* (1983)
[2] Vinneras *et al.* (2006)
[3] Schouw *et al.* (2002)
[4] Rossi *et al.* (2009)
[4] Jonsson *et al.* (1999)

2.2.2 El método de la recolección de los lodos

La cantidad de LF que se recolecta actualmente de los sistemas descentralizados es muy variable, según la infraestructura para el MLF, la aceptación y promoción del MLF, la demanda de servicios de recolección y la disponibilidad de lugares de tratamiento o descarga legal. Este volumen que se recolecta actualmente puede estimarse basado en entrevistas, visitas de sitio y revisión de registros internos de las compañías de recolección y transporte de LF. Las estimaciones pueden basarse en el número de recolecciones diarias, el volumen de LF en cada recolección, la frecuencia promedio de vaciado de las estructuras y la proporción estimada de la población que contrata los servicios de las compañías de recolección y transporte (Koanda, 2006). Se debe tomar en cuenta también la recolección informal o ilegal, ya que sus volúmenes pueden ser muy amplios.

La estimación de LF con este método se complica por muchos factores, como la presencia de una ETLF u otro lugar de descarga legal (Figura 2.1), si las tarifas cobradas allí son alcanzables y si existe un control verdadero de la descarga ilegal. Si estos tres factores están en pie, es posible que la mayoría de los LF recolectados sea entregada en el lugar donde se los pueden contabilizar. Si un lugar de descarga legal existe, se podría instalar un medidor de flujo para registrar el volumen de LF que se descarga. Caso contrario, si no hay un lugar legal para la descarga, las compañías tendrán recelo de cooperar con un estudio oficial que documentaría sus actividades ilegales. Es difícil cuantificar el volumen de LF vertidos ilegalmente en el ambiente, sea por compañías de recolección y transporte, sea por trabajadores contratados por la familia. Además, si se calculan los volúmenes para una nueva ETLF, en un lugar donde no existe ninguna opción legal para la descarga, una vez que se construya la nueva estación, se espera que aumente la demanda por estos servicios y, por lo tanto, el volumen entregado. Esto podría llevar a subestimar la capacidad requerida por la ETLF.

La exactitud de cualquier método para estimar el volumen generado de LF dependerá de la calidad de los datos que estén disponibles y lo razonables que sean las suposiciones. Los métodos para estimar los volúmenes de LF han de mejorar rápidamente con la construcción de más ETLF y a medida que el manejo de LF (MLF) reciba mayor aceptación y legitimidad.



Figura 2.1 Descarga de lodos fecales en el relleno sanitario y estación de tratamiento de lodos fecales Duombasie, en Kumasi, Ghana (foto: Linda Strande).

2.3 Caracterización de los lodos fecales

Los parámetros a considerarse en la caracterización de LF incluyen la concentración de sólidos, la demanda química de oxígeno (DQO), la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), los nutrientes, los patógenos y los metales. Estos parámetros son los mismos que se consideran en el análisis de aguas servidas domésticas, pero es necesario resaltar que sus concentraciones varían mucho entre estas y los LF. La Tabla 2.3 presenta ejemplos bibliográficos de la gran variabilidad en las características de LF, en comparación con las de los lodos que salen de estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR). (El Capítulo 9 expone una comparación más detallada del fraccionamiento de la DQO en LF y en lodos de EDAR.) Las concentraciones de materia orgánica, sólidos totales, amoniaco y huevos de lombrices helmintos son normalmente de 10 a 100 veces mayores en LF, en comparación con los lodos de EDAR (Montangero y Strauss, 2002).

Hay una falta de información detallada actualmente sobre las características de LF, pero se está investigando activamente este campo. Los resultados de investigación, junto con observaciones empíricas, seguirán aumentando el conocimiento de las características de los LF y permitirán predicciones más certeras de las características, por medio de métodos que requieren menos mano de obra. La Sección 2.4 analiza los factores operativos que influyen en la variabilidad de los LF. Además de estos factores, la falta de métodos estandarizados para caracterizar los LF también contribuye a la alta variabilidad observada en los resultados.

Caso de Estudio 2.1: Variabilidad en las características de los lodos fecales en Uagadugú, Burkina Faso

La variabilidad en las características de LF fue estudiada por Bassan et al. (2013a). Se estableció una campaña de muestreo en la época seca y la época lluviosa en Uagadugú (Figura 2.4). La concentración de sólidos total (TS) en la época seca fue de 10,7 g/L, con una desviación estándar de 8,3. Debido a la alta variabilidad entre muestras, no se pudo encontrar una diferencia significativa en la dilución de los LF entre las épocas seca y lluviosa. Sin embargo, la campaña reveló que en la época lluviosa se hicieron hasta tres veces más viajes con los camiones tanqueros, indicando que las letrinas y pozos sépticos estaban llenándose mucho más rápidamente debido al ingreso de aguas subterráneas y la escorrentía de la lluvia.

Dada esta gran variabilidad en las características de los LF, es importante tomar los datos del lugar específico durante el diseño de una estación de tratamiento de LF (ETLF). Por ejemplo, en 2010, debido a la falta de datos locales, se basó el diseño de una ETLF en Uagadugú sobre datos bibliográficos generales. Se la diseñó para tratar 125 m^3/día, con una carga de TS de 21.000 mg/L, con un total de 96 lechos para el secado, cada uno de 128 m^2. Estudios de seguimiento revelaron que la estación fue sobre-dimensionada por un factor de dos y tenía la capacidad de tratar 250 m^3/día (Bassan et al., 2013b). Por lo tanto, una caracterización adecuada de los LF locales previa al diseño hubiera reducido significativamente el costo de inversión. Esto resalta la importancia de conocer las características locales de LF antes de diseñar las instalaciones para tratarlas.

Tabla 2.3 Características reportadas para lodos fecales (LF) de instalaciones descentralizadas de saneamiento y para lodos de estaciones de depuración de aguas residuales (EDAR)

Parámetro	Tipo de LF		Lodos de EDAR	Fuente
	Baños públicos	Tanque séptico		
pH	1,5 a 12,6	-	-	USEPA (1994)
	6,55 a 9,34	-	-	Kengne *et al.* (2011)
Sólidos totales, TS (mg/L)	52.500	12.000 a 35.000	-	Kone y Strauss (2004)
	30.000	22.000	-	NWSC (2008)
	-	34.106	-	USEPA (1994)
	≥3,5%	<3%	<1%	Heinss *et al.* (1998)
Sólidos volátiles totales, TVS (como % de TS)	68	50 a 73	-	Kone y Strauss (2004)
	65	45	-	NWSC (2008)
DQO (mg/L)	49.000	1.200 a 7.800	-	Kone y Strauss (2004)
	30.000	10.000	7 a 608	NWSC (2008)
	20,000 a 50.000	<10.000	500 a 2.500	Heinss *et al.* (1998)
DBO (mg/L)	7.000	840 a 2.600	-	Kone y Strauss (2004)
	-	-	20 a 229	NWSC (2008)
Total de nitrógeno, TN (mg/L)	-	190 a 300	-	Kone y Strauss (2004)
	-	-	32 a 250	NWSC (2008)
Total nitrógeno Kjeldahl, TKN (mg/L)	3.400	1.000	-	Katukiza *et al.* (2012)
NH_4-N (mg/L)	3.300	150 a 1.200	-	Kone y Strauss (2004)
	2.000	400	2 a 168	NWSC (2008)
	2.000 a 5.000	<1.000	30 a 70	Heinss *et al.* (1998)
Nitratos, NO_3^- (mg N/L)	-	0.2 a 21	-	Koottatep *et al.* (2005)
Total de fósforo, TP (mg P/L)	450	150	9 a 63	NWSC (2008)
Coliformes fecales (cfu/100 mL)	$1x10^5$	$1x10^5$	$6,3x10^4$ a $6,6x10^5$	NWSC (2008)
Huevos de helmintos (#/L)	2.500	4.000 a 5.700	-	Heinss *et al.* (1994)
	20.000 a 60.000	4.000	300 a 2.000	Heinss *et al.* (1998)
	-	600 a 6.000	-	Ingallinella *et al.* (2002)
	-	16.000	-	Yen-Phi *et al.* (2010)

2.4 FACTORES OPERATIVOS QUE CAUSAN VARIABILIDAD EN LOS LODOS FECALES

La gran variabilidad observada en las características de los LF se debe no solo a las diferentes tecnologías aplicadas, sino también a las formas de usar el inodoro, el tiempo de almacenamiento (por las tasas de acumulación y las frecuencias de vaciado), la entrada o salida de aguas subterráneas y el clima local. La dilución de los LF depende de la cantidad de agua que viene mezclada con el excremento y esta tiene relaciones directas con las concentraciones de nitrógeno, demanda química de oxígeno (DQO) y sólidos (Tabla 9.2). Es recomendable tomar en cuenta todos estos factores al determinar las características de los LF.

2.4.1 Formas de usar el inodoro

Los hábitos en cada hogar de cómo es utilizado el inodoro influyen sobre la variabilidad de los LF. La concentración de sólidos depende de varios factores, como el uso de inodoros secos o inodoros de arrastre de agua, la cantidad de agua que se utiliza para el arrastre, el método de limpieza anal (con papel o con agua) y la integración o separación de las aguas grises de duchas, lavabos y cocinas. Además, la concentración de grasas y aceites se aumenta si se incluyen las aguas grises de la cocina (sin tener trampas de grasa que funcionen debidamente) y el mal olor se incrementa con la incorporación de flujos adicionales de desechos orgánicos. La tasa de acumulación crece a medida que ingresan otros flujos de desecho (p.ej., desechos orgánicos de la cocina, basura inorgánica) y se incrementa el número de usuarios del inodoro. Algunas personas también agregan ciertos aditivos con la intención de reducir la tasa de acumulación, como cultivos de microorganismos, sal, azúcar, ceniza, fertilizante o kerosene. Algunos de estos aditivos son muy nocivos y, en general, no se ha documentado la eficacia de ninguno (Foxon et al., 2012).

2.4.2 Tiempo de almacenamiento

La tasa de acumulación y el tiempo de almacenamiento dependen del tipo de tecnología, la calidad de la construcción, el uso del inodoro y el ingreso o salida de aguas subterráneas. El tiempo que los LF permanecen en los sistemas descentralizados de contención influencia ampliamente sus características, debido a la digestión de la materia orgánica que ocurre durante el almacenamiento. Por ejemplo, en los asentamientos informales, una gran proporción de la población suele utilizar letrinas públicas, que son muy visitadas y deben ser vaciados frecuentemente. En Kampala, un promedio de 30 personas (o 7 familias) comparten una sola letrina (Günther et al., 2011). En Kumasi, Ghana, el 40 % de la población utiliza inodoros públicos que no están conectados al alcantarillado y tienen que ser vaciados cada mes. De esta manera, los LF recolectados de letrinas públicas no suelen estar muy estabilizados y tienen altas concentraciones de DBO y NH_4^+-N (Tabla 2.3). La frecuencia del vaciado de los pozos sépticos varía ampliamente según su volumen y el número de usuarios y puede ser cuestión de semanas o años. Si los LF permanecen en un tanque séptico durante años, se estabilizan más que en inodoros públicos que tiene que ser vaciado cada tres semanas. Otro factor es que durante su acumulación en las estructuras descentralizadas de contención, los LF se vuelven más densos en el fondo debido a la compactación, lo cual dificulta su bombeo y causa la formación de capas duras en la base.

2.4.3 Infiltración del agua al suelo e ingreso de aguas subterráneas

La dilución y el volumen de los LF son influenciados ampliamente por el movimiento de agua hacia o desde la tierra alrededor del pozo. Si el agua se infiltra en el suelo, la tasa de relleno será menor y los LF menos diluidos. La permeabilidad de estos sistemas de contención depende de su porcentaje de revestimiento, su conexión a campos o pozos de infiltración y la calidad de construcción. Si los sistemas son permeables, el flujo de agua hacia adentro o hacia afuera depende directamente del tipo de suelo y el nivel de agua freática subterránea. Esto es de especial preocupación en los países de bajos ingresos, donde los constructores de letrinas y pozos sépticos son generalmente informales y no suelen ser conscientes de las consecuencias de la contaminación del agua subterránea por LF o pueden no tener los medios para determinar el nivel freático.

2.4.4 Influencia del método de recolección

El método de recolección también influye en las características de los LF. Cuando se forman capas duras en el fondo, pueden vaciarse con palas o agregando agua para reducir la viscosidad y así permitir el bombeo (Figura 2.2). Las letrinas de pozos que son parcialmente forrados o sin revestimiento suelen requerir un lavado con grandes cantidades de agua para poder bombear los LF, ya que la infiltración de agua al suelo aumenta su espesura. Así, los LF que han sido bombeados resultan ser más diluidos y menos viscosos que los que han sido recolectados manualmente.

Los LF de tanques sépticos serán más diluidos si se extrae en mayor medida el líquido que se encuentra por encima de los sólidos asentados en el fondo o si la bomba no tiene la fuerza necesaria para mover esos lodos espesos. Por ejemplo, en Dakar, Senegal, el 83 % de los vehículos de recolección y transporte están equipados con bombas pero no son aspiradores tan fuertes como para poder retirar los sólidos espesos asentados en el fondo de los pozos sépticos (Diongue, 2006; Sonko, 2008). Donde existen pozos de infiltración para recibir el efluente de los tanques sépticos, se los deben vaciar también para prevenir su taponamiento. (El Capítulo 4 analiza en más detalle los métodos y medios para recolección y transporte.)



Figura 2.2 Agregación de agua para facilitar la recolección de los lodos fecales espesos en el fondo de una letrina de pozo, utilizando un "Tragón" ("Gulper"), en el asentamiento informal de Kibera, Nairobi, Kenia (foto: Linda Strande).

2.4.5 Clima

El clima ejerce una influencia directa sobre las características de los LF, principalmente mediante la temperatura y la humedad. Los países tropicales pueden tener una o más épocas de lluvia y de sequía en el año. Las temperaturas pueden ser más bajas en la época lluviosa y más altas en la época seca. Frecuentemente, la mayor demanda para los servicios de recolección y transporte ocurre durante la época lluviosa, ya que las fuertes lluvias pueden ocasionar el desbordamiento e inundación de los sistemas descentralizados. También, la degradación biológica es más rápida en temperaturas más altas.

2.5 METAS DE TRATAMIENTO

El principal objetivo del tratamiento de los LF es asegurar la protección de la salud humana y ambiental. Por lo tanto, la legislación que regula el tratamiento, descarga, usos o disposición final es fundamental. (Se describen los marcos institucionales más detalladamente en el Capítulo 12.) En muchos casos, la legislación específica sobre el tratamiento de los LF es tomada prestada de la legislación referente a las aguas servidas, como los Estándares Nacionales para la Descarga de Aguas Servidas o las Pautas de la Agencia de Protección Ambiental (de los EE.UU.), que no toman en cuenta las diferencias que presentan los LF. Las metas para el tratamiento de los LF deben basarse en los usos o disposiciones que se pretende dar a los productos finales, además de la descarga del efluente procesado. Un enfoque de barreras múltiples es preferible que el establecimiento de exigencias prescriptivas basadas en metas específicas (como se analiza más detalladamente en el Capítulo 10, sobre el uso final de los productos de tratamiento).

2.6 OBJETIVOS DE TRATAMIENTO

La separación del agua (o "espesamiento") de los LF es un importante objetivo de tratamiento, ya que los LF contienen una alta proporción de líquidos y la reducción de este volumen disminuye mucho el costo de transporte del gran peso de agua y simplifica su tratamiento. Los objetivos de tratamiento frente al ambiente y la salud pública incluyen la reducción de patógenos, la estabilización de la materia orgánica, el retiro de los nutrientes y la seguridad del uso o disposición final de los productos del tratamiento.

2.6.1 Separación del agua

Los métodos más comunes para la separación del agua de los LF incluyen la sedimentación gravitacional, la evaporación, la evapotranspiración y la filtración en lechos de secado. Los LF tienen diferentes características respecto a la separación del agua, en comparación a los lodos de EDAR, incluyendo la tendencia de formar espuma al agitarse y a resistir la separación del agua (USEPA, 1999). El tiempo de almacenamiento descentralizado también influye en la facilidad de la separación del agua. Existe experiencia empírica que indica que la separación del agua de los LF frescos es más difícil que en el caso de LF más añejos, estabilizados y digeridos. El proceso de separación de agua o espesamiento puede incluir la agregación de materiales secos, como aserrín, para aumentar el contenido de sólidos, lo que es común en procesos como el compostaje, para aumentar la relación de carbono a nitrógeno (C:N). El efluente del proceso de separación de agua requiere tratamiento adicional, ya que puede tener altas concentraciones de amoniaco, sales y patógenos. (Los mecanismos para la separación del agua se detallan más en el Capítulo 3 y las tecnologías de tratamiento en los Capítulos 5 a 8.)

2.6.2 Reducción de patógenos

Los LF contienen abundantes microorganismos, los que se originan principalmente en las heces. Algunos de estos microorganismos son patógenos y la exposición a LF no tratados constituye un riesgo significativo para la salud humana, sea por contacto directo o indirecto. Es necesario tratar los LF hasta alcanzar un nivel higiénico adecuado, según su uso o disposición final. Por ejemplo, las rutas de exposición son muy diferentes si los lodos son descargados en el ambiente, utilizados en la agricultura o quemados como combustible. (Los patógenos son analizados en más detalle en la Sección 2.10; los mecanismos para reducir o inactivarlos, por medio de depredación, exclusión, deshidratación, falta de alimento, calor u otros factores en el Capítulo 3.)

2.6.3 Extracción de los nutrientes

Los LF contienen grandes concentraciones de nutrientes que pueden destinarse a la recuperación benéfica de recursos, pero si no se los maneja debidamente pueden producir contaminación ambiental. Los nutrientes en los LF pueden complementar a los fertilizantes nitrogenados sintéticos (que dependen de los combustibles fósiles) y el fósforo (que es minado como recurso no renovable y que está estimado que llegará a su pico de disponibilidad dentro de 100 años, después del cual la oferta no podrá abastecer toda la demanda; Bentley, 2002; Steen, 1998). Además, estos componentes producen impactos cuando ingresan en los cuerpos de agua, ya que pueden provocar fenómenos como la eutrofización y la sobreproducción de algas (Figura 2.3), además de la contaminación del agua potable (p.ej., los nitratos que ocasionan la metahemoglobinemia). (Hay más análisis de los nutrientes en la Sección 2.9.1, y de los beneficios y consideraciones por el uso de los productos de tratamiento en el Capítulo 10.)

2.6.4 Estabilización

Los LF no tratados presentan una alta demanda de oxígeno debido a la presencia de materia orgánica fácilmente degradable, que consume grandes cantidades de oxígeno durante la respiración aeróbica. Si se descargan los LF en las aguas superficiales, se puede agotar el oxígeno presente en ellas. El proceso de estabilización aumenta la concentración de moléculas orgánicas que no se degradan fácilmente por ser más complejas y estables (p.ej., celulosa, lignina). La estabilización se logra a través de la biodegradación de las moléculas más fácilmente degradables, lo que reduce la demanda de oxígeno. Los indicadores más comunes para la estabilización incluyen los sólidos suspendidos volátiles (VSS), DBO y DQO. Además, la estabilización asegura que las formas orgánicas de los nutrientes presentes en los productos finales del tratamiento sean estables, para aplicaciones más confiables y predecibles. La estabilización reduce la tendencia de formar espuma y conduce a mejor separación del agua. (Hay mayor explicación de la estabilización en el Capítulo 3, sobre los mecanismos de tratamiento.)



Figura 2.3 Río eutrófico, resultado de la descarga directa de lodos fecales y aguas servidas sin tratamiento, en Yaoundé, Camerún (foto: Linda Strande).

2.7 PREOCUPACIONES SOBRE EL TRATAMIENTO

Se deben monitorear las fuentes de las cuales provienen los LF que se dirigen a una ETLF para asegurar que no entren compuestos tóxicos desde alguna industria. Por ejemplo, los metales pesados no pueden ser eliminados durante el tratamiento, por lo tanto, es importante evitar su ingreso desde un inicio. Estos metales no constituyen una gran preocupación respecto a los LF domésticos, ya que se encuentran más en las aguas servidas de ciertas industrias, aunque pueden existir en los hogares también, por desechar pilas eléctricas en los inodoros.

Por otro lado, los lixiviados de los lechos de secado de LF y el efluente de las lagunas de estabilización pueden poseer alta salinidad, lo que es preocupante si el efluente es utilizado para riego en la agricultura, debido a sus impactos sobre el crecimiento de las plantas, reducciones en la permeabilidad de los suelos y la formación de una costra. (En el Capítulo 11, sobre operaciones y mantenimiento, se presenta un sistema para rastrear las fuentes de LF, y en el Capítulo 10, el impacto de metales y sales en los productos finales.)

2.8 PROCEDIMIENTOS Y PROGRAMAS DE MUESTREO

En la caracterización de los LF, la calidad de los resultados está influenciada fuertemente por la manera de recolectar las muestras, así como los métodos y prácticas de laboratorio. Esto se complica aún más por la dificultad de tomar muestras de sistemas descentralizados y cerrados. Los LF, dentro de sus estructuras de contención, no son mezclados, entonces se forma una nata encima y una capa densa en el fondo. Dónde y cómo tomar la muestra depende del objetivo y el método de muestreo, lo que debe estar ligado siempre a los resultados. Por ejemplo, es diferente si la meta es conocer las características de los LF en una estructura de contención o si se desea conocer las características de los LF al descargarse en la ETLF. En el primer caso, se deben tomar las muestras en la estructura de contención, mientras que en el segundo sería más adecuado tomarlas en el camión cisterna. Si la meta es caracterizar los LF en una estructura de contención, entonces se debe muestrear cada capa del contenido (superior, medio e inferior) y armar una muestra compuesta volumétricamente representativa.

Si el objetivo es caracterizar los LF que serán entregados en una ETLF, se podrían tomar muestras directamente del camión en varios momentos mientras se descarga, para así formar una muestra compuesta (Figura 2.4). El método más certero es tomar submuestras cada cierto tiempo (p.ej., cada 2 minutos), pero también se lo puede hacer al inicio, a la mitad y al final de la descarga (ya que no se sabe exactamente el volumen de LF presente en el tanquero), lo que dará una medida más cualitativa, aunque se ha visto que puede ser relativamente certera. El volumen de la muestra de LF debe ser proporcional al volumen del tanquero, así como se hace en el muestreo proporcional al caudal de aguas servidas (Vonmiller, 2007). Si es factible, se podría descargar el camión a un tanque de almacenamiento equipado con mezclador y así obtener una muestra homogénea y más representativa. Una vez recolectados los LF, la sedimentación sucede rápidamente y esto se debe tomar en cuenta al seleccionar los momentos para el muestreo.

Otros aspectos a considerar incluyen la necesidad de tomar la muestra rápidamente y cerrar el recipiente para prevenir la volatilización o la contaminación y de mantenerla fría para prevenir la actividad microbiana. Las muestras deben ser analizadas dentro de ocho horas después de ser tomadas y, si eso no es posible, la muestra debe ser preservada, por medio de la refrigeración, la congelación o la añadidura de un fijador químico, según el método para medir los parámetros.



Figura 2.4 **Campaña de muestreo para cuantificar y caracterizar los lodos fecales en Uagadugú, Burkina Faso, para el diseño de una nueva estación de tratamiento de lodos fecales. Ninguna existe actualmente en esa ciudad y la única opción para las compañías de recolección y tratamiento es la descarga directa en el ambiente (foto: Hanspeter Zoellig).**

Caso de Estudio 2.2: Dificultades asociadas con el muestreo para la caracterización de los LF

(Kartik Chandran y Melanie Valencia, Universidad Columbia, Nueva York, EE.UU.)

Desde el año 2011, la Fundación Bill y Melinda Gates ha financiado un proyecto para evaluar la posibilidad de producir biodiésel a partir de LF. Se formó una alianza entre KNUST en Kumasi (Ghana), la Universidad Columbia (EE.UU.) y Waste Enterprisers. El primer paso fue la caracterización de los LF en Kumasi. Un grupo de estudiantes de posgrado de KNUST llevó a cabo un "estudio de 100 muestras" para evaluar el contenido de sólidos, amoniaco, lípidos, pH y DQO. Se compararon letrinas de pozo, inodoros privados e inodoros públicos, con las muestras tomadas en el sitio de descarga de los tanqueros. El análisis determinó que los inodoros suministraron la mejor materia prima para mantener sano su reactor y generar más ácidos grasos de largas cadenas, los que pueden ser precursores para biodiésel.

A medida que el proyecto evolucionó, también consideraron los ácidos grasos volátiles (VFA) como precursores para la producción de lípidos. Esto generó preocupaciones sobre el transporte de las muestras del sitio hasta el laboratorio, debido a la volatilización del material y el tiempo que transcurre entre obtener la muestra y su análisis. Los frascos de muestra serían llenados completamente y llevados rápidamente al laboratorio para su medición el mismo día. Para obtener una muestra homogénea, especialmente para la producción de VFA en los digestores anaeróbicos, cuatro de los seis reactores fueron mezclados con bombas. Las muestras para medir la producción de gases fueron recolectadas antes de mezclarse y las muestras de LF fueron recolectadas después.

El grupo investigador se enfrentó a varios desafíos administrativos durante la recepción y muestreo de los LF. La instalación está ubicada en un sistema de lagunas que funciona como EDAR para el municipio. El primer desafío fue lograr que los tanqueros descargaran sus LF en el sistema experimental en lugar de las lagunas. Al inicio, el proyecto pagaba US$ 5 (GHC 10) a los choferes para compensar su tiempo, ya que se tardaba más para descargar en el sistema experimental que en las lagunas. Aun así, en la época lluviosa muchos de los choferes se negaron a depositar los LF en la instalación experimental, ya que el camino de acceso se dañó con las lluvias. El incentivo de $5 ya no era suficiente y solo algunos choferes que ya eran conocidos del proyecto seguían llevando los LF. Una vez terminada la época lluviosa y reparado el camino, los camiones seguían sin llevar los LF. Se analizaron diversas opciones para enfrentar esto, incluyendo la recepción más rápida de los LF. Al final, se duplicó el incentivo, más tanqueros comenzaron a llegar y se corrió la voz a otros choferes que se vieron más interesados en colaborar. Hay más información sobre este y otros proyectos de MLF en www.susana.org.

Caso de Estudio 2.3: Selección y caracterización de muestras de lodos fecales de tecnologías descentralizadas de saneamiento en el Municipio de eThekwini, Durban, Sudáfrica

Las características de lodos fecales pueden variar enormemente entre diferentes lugares y tipos de tecnologías. Para determinar cuán grande era la diferencia, el Grupo de Investigación sobre la Contaminación (PRG) de la Universidad de KwaZulu-Natal en Durban, Sudáfrica, llevó a cabo un estudio de las propiedades de los LF de diferentes tipos de instalaciones descentralizadas de saneamiento en el Distrito Metropolitano de Durban, incluyendo inodoros ecológicos secos con separación de la orina (UDDT), letrinas mejoradas y ventiladas familiares (VIP) y letrinas comunitarias (CAB). La primera fase fue un programa de muestreo (Tabla 2.4) que consistió en vaciar los pozos y obtener muestras de LF de las instalaciones descentralizadas seleccionadas, seguida por la realización de los análisis químicos, físicos, mecánicos y biológicos.

Se desarrolló un método de muestreo para diferentes profundidades, en las secciones ‘delanteras’ y ‘traseras’ de cada pozo o cámara. Las letrinas húmedas tenían un alto contenido de líquidos, con los lodos concentrados en forma de una capa sólida que flotaba encima de los líquidos. Se tomaron las muestras de la capa flotante y del líquido que se encontraba debajo, combinando las muestras ‘delanteras’ y ‘traseras’. Los pozos comunitarios estuvieron llenos de líquidos, igual que las letrinas húmedas. En promedio, se obtuvieron ocho muestras de cada letrina ventilada seca, cuatro a seis muestras de cada letrina ventilada húmeda, dos a seis muestras de cada UDDT (de la cámara activa y de la cámara pasiva) y alrededor de 12 muestras de cada CAB comunitario. Cada muestra midió un litro y fue almacenada en una botella plástica a 4 °C para las pruebas analíticas, incluyendo: demanda química de oxígeno (DQO); amoniaco; total Kjeldahl de nitrógeno (TKN); (orto)fosfato; potasio; contenido de agua; sólidos suspendidos, fijados, volátiles y totales; índice del volumen de lodos (SVI); pH; conductividad térmica; calor específica, viscosidad; densidad; distribución de los tamaños de partículas; valor calorífico, metales pesados; y parásitos.

Algunos de los resultados obtenidos se resumen en la Tabla 2.5. Se obtuvo un promedio de 80 % de agua en las muestras de VIP. Como es de esperar, hubo menos humedad en los UDDT (60 %). El conjunto de datos sobre humedad, sólidos y viscosidad suministró un punto de partida útil para la evaluación y diseño de equipos mecánicos para vaciar los pozos. Por otra parte, la mayor viscosidad medida en los LF de un VIP seco fue de 6×10^6 Pa.s. y el promedio en general fue alrededor de 3×10^5 Pa.s. Sin embargo, estos valores son de LF no tratados y, respecto al vaciado de los pozos, el contenido de desechos no fecales (basura) también debe ser tomado en cuenta. Los valores más bajos de DQO fueron los de los UDDT.

Tabla 2.5 Valores promedio de las propiedades de lodos fecales, según análisis de laboratorio.

Tipo	Humedad	SS	VSS	Ceniza	SVI	pH	DQO	NH_4-N	TKN	PO_4-P	P_{tot}	Conductividad térmica	Valor calorífico	Densidad
	%	mg/L	g/g DW	g/g DW	ml/mg	-	mg/g DW	mg/g DW	mg/g DS	mg/L	mg/L	W/ mK	MJ/kg	kg/m^3
VIP Secos	83	381	0,57	0,43	0,11	7,6	680	13	40	0,73	3,86	0,54	14,06	1,356.5
VIP Húmedos	79	562	0,54	0,46	0,04	7,7	720	7	30	0,83	2,93	0,55	13,08	1,443.1
VIP CAB	77	139	0,49	0,51	0,51	7,4	650	3	30			0,60	14,31	1,350.1
UDDT	60	246	0,45	0,55	0,23	7,5	490	5	30	1,00	3,27	0,38	12,93	1,450.4

El análisis de los lodos fecales (LF) fue llevado a cabo en la EDAR cerca de Tongaat, al norte de Durban. Tres muestras de lodos fueron seleccionadas de pozos secos de VIP y de UDDT (de la cámara activa y de la pasiva). Se realizó una separación manual de diferentes categorías de materiales, se pesó cada una de estas y luego se calculó su porcentaje de la masa húmeda total. La Figura 2.5 presenta un ejemplo del tamizado de los LF durante el muestreo.

Aunque se identificaron diferentes materiales en la separación manual, más que el 85 % de la masa húmeda fue orgánico y correspondía a LF, seguido por un 7 a 8 % de papel y un 1 a 2 % de textiles. Los productos de higiene femenina representaron aproximadamente al 1 % de la masa total. Se prevé que investigaciones adicionales (sobre la distribución de los tamaños de las partículas entre las diferentes categorías de materiales) generen información sobre el rango de tamaño de estos componentes y estimen su impacto sobre los equipos para el vaciado de los pozos.

2.9 COMPONENTES FÍSICO-QUÍMICOS

Esta sección provee un resumen de los componentes que son medidos más frecuentemente para la caracterización de los LF y los principales métodos para su cuantificación. (El Capítulo 3, sobre los mecanismos de tratamiento, presenta más información sobre los fundamentos de la transformación de estos componentes.) Existen descripciones detalladas de los métodos analíticos para aguas servidas (p.ej., Métodos Convencionales de APHA, 2005), pero deben adaptarse rigurosamente para caracterizar los LF.

2.9.1 Nutrientes

El excremento contiene nutrientes que se originan en la comida. Del total de nitrógeno, fósforo y potasio consumido por una persona, un 10 a 20 % del nitrógeno, 20 a 50 % del fósforo y 10 a 20 % del potasio es excretados en las heces y un 80 a 90 % del nitrógeno, 50 a 65 % del fósforo y 50 a 80 % del potasio sale en la orina (Berger, 1960; Lentner et al., 1981; Guyton, 1992; Schouw et al., 2002; Jönsson et al., 2005; Vinnerås et al., 2006). El amoniaco (NH_3) es producido por la desaminación del nitrógeno orgánico y la hidrólisis de la urea ($CO(NH_2)_2$) en la orina por parte de la enzima ureasa. La mayor parte del amoniaco en LF frescos viene de la orina (Mitchell, 1989; Jönsson et al., 2005). Por su parte, el nitrógeno en las heces se encuentra en un 20 % en la forma de amoniaco, un 17 % en la forma de nitrógeno orgánico en las células de las bacterias vivas y el resto está en otras formas de nitrógeno orgánico, como proteínas y ácidos nucleicos (Lentner et al., 1981).

Nitrógeno

Es muy importante considerar el parámetro de nitrógeno en el tratamiento de los LF, ya que su concentración es generalmente muy alta (p.ej., 10 a 100 veces más que en aguas servidas domésticas). Según varios factores, como el pH, el tiempo de almacenamiento, la presencia de oxígeno y el tipo de LF, el nitrógeno puede estar presente como una combinación de las siguientes formas: amonio (NH_4-N)/amoniaco (NH_3-N), nitrato (NO_3-N)/nitrito (NO_2-N) y formas orgánicas de nitrógeno como aminoácidos y amines.

Al cuantificar la concentración de amoniaco en los LF, es necesario hacer un paso previo de destilación, seguido por algún método de análisis volumétrico, electrodos o fenatos (APHA, 2005). Para prevenir la evaporación, las muestras deben ser refrigeradas y analizadas dentro de las primeras 24 horas, congeladas o acidificadas hasta un pH de 2 para su análisis dentro de los primeros 28 días (APHA, 2005). El Nitrógeno Total de Kjeldahl (TKN) es la suma del nitrógeno orgánico, amonio (NH_4-N) y amoniaco (NH_3-N), lo que se puede determinar por el método macro Kjeldahl, el método semi micro Kjeldahl o por medio de análisis de digestión en bloque e inyección de flujo. Los nitratos y nitritos pueden determinarse por medio de cromatografía de iones, electroforesis de iones en conductos capilares, reducción de cadmio, reducción de hidracina, inyección de flujo de reducción de cadmio o el método espectrofotométrico de UV (APHA, 2005). Existen kits comerciales para estos análisis y son usados frecuentemente. El total de nitrógeno puede determinarse por medio de digestión oxidativa a nitratos, seguido por cuantificación del nitrato, o por la suma de TKN con los resultados de nitratos y nitritos.



Figura 2.5 Separación de desechos sólidos de los lodos fecales mediante un tamiz de barras, en el afluente a una estación de tratamiento, durante un evento de muestreo en Kampala, Uganda (foto: Daniel Ddiba).

Fósforo

La concentración de fósforo es otro parámetro muy importante a considerar, como su concentración puede ser 2 a 50 veces mayor en LF que en las aguas servidas domésticas. El fósforo en los LF está presente como fosfato libre, fosfato fijado orgánicamente (p.ej., en ácidos nucleicos, fosfolípidos o proteínas fosforiladas) o las formas ácidas y básicas del ácido ortofosfórico (H_3PO_4/PO_4-P). El destino del fósforo en varios procesos de tratamiento se basa en factores como sorción, precipitación, complejación, sedimentación, mineralización, pH, absorción por las plantas sembradas en lechos de secado y el potencial de redox.

La concentración de fosfato puede determinarse por medio de colorimetría del fósforo 'reactivo' o por medio de hidrólisis o digestión para determinar el total de fósforo, incluyendo las fracciones orgánica y de partículas (APHA, 2005).

2.9.2 pH

La medición del pH es primordial para comprender los procesos de química del agua, como la química ácido-base, la alcalinidad, la neutralización, la estabilización biológica, la precipitación, la coagulación, la desinfección y el control de corrosión (APHA, 2005). El pH de los LF de tanques sépticos está normalmente entre 6,5 y 8,0 (Ingallinella et al., 2002; Cofie et al., 2006; Al-Sa'ed and Hithnawi, 2006), pero puede variar ampliamente entre 1,5 y 12,6 (USEPA, 1994). Un pH fuera del rango de 6 a 9 indica una alteración en los procesos biológicos que podría inhibir la digestión anaeróbica y la producción de metano. Esto podría ser el resultado de un cambio en las cargas hidráulicas, la presencia de sustancias tóxicas, un gran aumento en la carga orgánica o que los sistemas están recibiendo aguas servidas comerciales o industriales. El pH puede medirse con sensores que tienen electrodos o con papel reactivo (APHA, 2005).

2.9.3 Sólidos totales

La concentración de sólidos totales (TS) incluye una variedad de materias orgánicas (volátiles) e inorgánicas (fijas), que se pueden dividir entre sólidos flotantes, sólidos sedimentable, sólidos coloidales y sólidos disueltos. (La sección 2.9.6 trata el tema de la arena y 2.9.7 los desechos sólidos gruesos.) En general, se miden los parámetros de sólidos totales y las fracciones de sólidos volátiles, fijos, sedimentables, suspendidos y disueltos.

Se cuantifican los sólidos totales (TS) como el material que queda después de 24 horas de secado en un horno a 103 o 105 °C. Los sólidos volátiles (VS) constituyen la fracción que se incinera a una temperatura de 500 °C y también puede considerarse como la parte orgánica. Los sólidos fijos son la parte remanente después de esta incineración y se consideran material inorgánico. La relación de VS a TS se emplea como un indicador de la proporción de materia orgánica y la estabilidad bioquímica de los LF. Los valores de TS son muy importantes, ya que son utilizados en el diseño y dimensionamiento de tecnologías de tratamiento de los LF, como los lechos de secado (con o sin plantas).

La fracción de sólidos suspendidos (SS) se define como los sólidos que no pueden pasar por un filtro, mientras los que pasan son llamados sólidos disueltos. Como esto depende del tamaño del poro del filtro, es importante siempre reportar el tamaño de filtro que ha sido utilizado. Es común utilizar un filtro de 0,45 µm en el análisis de aguas servidas, pero también se emplea hasta de 2,0 µm. Cuando los LF son demasiado espesos para pasar por los filtros, es común reportar solo la concentración total de sólidos.

Los sólidos que se sedimentan luego de un cierto periodo de tiempo, por ejemplo, los que se acumulan en el fondo de un cono Imhoff después de 30 a 60 minutos se denominan sólidos sedimentables. Este valor puede reportarse como el índice de volumen de lodos (SVI) y se utiliza en el diseño de tanques de sedimentación. (El Capítulo 9 detalla más la medición de sólidos.)

2.9.4 Demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y demanda química de oxígeno (DQO)

La demanda de oxígeno de los LF es un parámetro muy importante a monitorear, ya que la descarga directa en los cuerpos de agua puede reducir o eliminar el oxígeno presente, resultando en la posible mortandad de la fauna acuática. Para reducir esta demanda de oxígeno, los LF deben ser estabilizados, lo que se puede lograr con un adecuado tratamiento aeróbico o anaeróbico. Cabe mencionar que las tecnologías para la separación del agua de los LF no reducen necesariamente su demanda de oxígeno.

La DBO es una medida del oxígeno consumido por los microorganismos al degradar la materia orgánica. El método convencional para medir la DBO incluye la incubación a 20°C durante 5 días y es reportada como DBO_5 en mg O_2/L. La DBO_5 de aguas servidas es considerada leve, mediana, fuerte y muy fuerte a 200, 350, 500 y >750 mg O_2/L respectivamente (Mara, 2004). La DBO_5 de los LF es generalmente mucho mayor a la de las aguas servidas más concentradas (Tabla 2.3). Los materiales sin carbono también pueden consumir el oxígeno, como el caso de la oxidación del amoniaco a nitrato, que podría incrementar el valor reportado de DBO si no se toma en cuenta esto. Para prevenir esto, se puede inhibir la nitrificación con el uso de ciertos químicos. Además, la distribución del tamaño de las partículas también influye, ya que las partículas más pequeñas y solubles tienen coeficientes de la tasa de reacción de DBO más veloces. Otros factores que pueden causar variabilidad en las muestras incluyen filtración, dilución y metodologías de muestreo.

La DBO representa únicamente las sustancias orgánicas biodegradables, mientras la DQO representa el equivalente de oxígeno de la materia orgánica que puede oxidarse químicamente con dicromato, un oxidante poderoso. El análisis de DQO es más conveniente que lo de DBO, ya que tarda solo unos minutos u horas según el método exacto.

Las concentraciones de DQO son mayores a las de DBO por algunas razones, incluyendo las siguientes:

- Ciertas moléculas orgánicas complejas, como la lignina, resisten la biodegradación pero son oxidadas por el dicromato;
- Algunas sustancias inorgánicas también son oxidadas por el dicromato;
- Posible inhibición de algunas bacterias en la prueba de DBO.

La DQO es determinada en el laboratorio por medio de un método de reflujo (abierto o cerrado) y existen en el mercado kits comerciales para su determinación (APHA/AWWA/WEF, 2005). La relación de DBO a DQO puede utilizarse como un indicador de la biodegradabilidad de la materia orgánica en diferentes flujos de desecho. (El Capítulo 9 explica en mayor detalle DBO, DQO y el fraccionamiento de DQO.) Otras medidas de carbono orgánico no presentadas aquí incluyen el carbono orgánico total (TOC) y ciertos compuestos orgánicos específicos.

2.9.5 Grasas y aceites

Los aceites y grasas presentes en LF provienen de una amplia variedad de fuentes, incluyendo manteca, carnes, semillas, nueces, kerosene y aceites de lubricación. Es importante considerar el contenido de aceites y grasas, porque puede reducir la degradación microbiana debido a menor solubilidad y mayor formación de una nata en los tanques de sedimentación, además de lo que causan problemas de mantenimiento y pueden generar películas visibles en el efluente final. Las concentraciones de aceites y grasas pueden determinarse por medio de extracción con diferentes solventes y se debe especificar siempre cuál solvente fue utilizado (APHA, 2005).

2.9.6 Arena

Es importante considerar las concentraciones de arena en los LF por tratar, puesto que influyen en los tamaños requeridos y las tasas de relleno de los tanques de almacenamiento y tratamiento, además de contribuir al taponamiento de tubos y bombas. Las fuentes de arena incluyen pozos no forrados, el lavado de herramientas y vegetales, lavado de pisos, e inundaciones. En lugares donde abunda la arena en los LF, esta constituye una gran

preocupación para el tratamiento (p.ej., Dakar, Senegal; Caso de Estudio 2.4). Se pueden instalar trampas de arena en lavabos y otros puntos de entrada a las tuberías. Se determinan las concentraciones de arena primero secando la muestra en un horno a 105 °C, luego a 550 °C para obtener el total de sólidos fijos. Después, las cenizas son tratadas con una mezcla caliente de ácido nítrico y ácido hidroclórico. Se obtiene la arena al filtrar, luego de calcinación a 1.000 °C.

2.9.7 Basura

Los desechos sólidos llegan a depositarse en los sistemas de contención sanitaria por varias razones, como la falta de un sistema funcional de recolección y manejo de estos desechos. Además, es común que se boten adentro de los inodoros pañales desechables y productos de higiene menstrual. La acumulación de estos desechos puede ser significativa y debe desincentivarse por medio de campañas educativas. Pueden dificultar la recolección y transporte de los LF (Capítulo 4), obstaculizar tubos y bombas, incrementar los volúmenes necesarios en instalaciones de almacenamiento y tratamiento y afectar la calidad de los productos finales.

Para prevenir su ingreso a la ETLF, la ubicación de tamices o rejillas es primordial. Se ha encontrado que los desechos orgánicos biodegradables conforman la mayor parte de los desechos tamizados (48 %), seguido por: piedras y escombros (29 %); hierro, madera y textiles (20 %); y plásticos (3 %) según la masa seca de cada componente (Rouyat et al., 2006). Resultados similares fueron obtenidos en Dakar (Caso de Estudio 2.4).



Figura 2.6 Desechos sólidos separados de lodos fecales con tamices de barras al ingreso de una estación de tratamiento de lodos fecales, Dakar, Senegal (foto: Linda Strande).

Caso de Estudio 2.4: Arena y desechos sólidos en los lodos fecales en Dakar, Senegal; mayores costos de recolección en Kampala, Uganda

Dakar

Un estudio llevado a cabo en Dakar, Senegal, determinó que el contenido promedio de arena en lodos fecales (LF) de tanques sépticos era 935 g/m^3 (=mg/L), con un rango de 90 a 4.000 g/m^3. En sectores pobres de Dakar, los patios de las casas y los caminos son simplemente de tierra natural. Por lo tanto, una gran cantidad de arena es llevada a las letrinas en los zapatos y en los pies descalzos. Esto se aumenta en la época de lluvias, ya que la arena mojada se adhiere más a los zapatos y pies. También, las duchas están ubicadas frecuentemente dentro de las mismas casitas de las letrinas, por lo que aportan arena. Además, la predominancia de los inodoros para uso en cuclillas facilita el ingreso de más arena al sistema (M'Voubou, 2004).

Al pasar los LF por una malla con huecos de 2 cm, se obtuvo desechos sólidos con la siguiente composición (en masa seca después de 2 días de secado en el sol): desechos orgánicos (43 %); arena (25 %); plásticos (12 %); piedras (11 %); semillas (3 %); textiles (2,5 %); esponjas (1 %); madera (1 %); y huesos (1 %).

Kampala

Además de crear problemas para el vaciado de los pozos y para el tratamiento de los LF, los desechos sólidos aumentan las tarifas para el vaciado, por medio de multas. En Kampala, se calcula la tarifa basada en el volumen a vaciar y la distancia a transportarlo. Se multa por la presencia de desechos sólidos, cobrando hasta un 50 % sobre la tarifa normal. La Tabla 2.6 detalla los costos típicos del vaciado dentro de un radio de transporte de 5 km, con estas multas.

Tabla 2.6 Costos normales del vaciado de pozos dentro de un radio de viaje de 5 km, más las multas por presencia de basura

Capacidad del camión (m^3)	Tarifa normal (en dólares, $ EE.UU.)	Multa por basura (10 a 50%)($ EE.UU.)	Rango de costos totales, incluyendo multa ($ EE.UU.)
≤ 1,8	28	2,80 a 14	30,80 a 42
2,0 a 2,7	32	3,20 a 16	35,20 a 48
3,6 a 4,0	40	4,00 a 20	44,00 a 60
4,5 a 7,2	48	4,80 a 24	52,80 a 72
8,0 a 11	64	6,40 a 32	70,40 a 96

2.10 PATÓGENOS PRESENTES EN LOS LODOS FECALES

El contacto con los LF no tratados siempre debe considerarse un riesgo patogénico para la salud. Es necesario reducir adecuadamente la abundancia de los patógenos de acuerdo con el uso o disposición final de los lodos tratados y los efluentes líquidos (lo que se describe más detalladamente en el Capítulo 10, sobre el uso final de los productos de tratamiento). En la Tabla 2.7, se señalan algunos de los patógenos más comunes y de mayor preocupación que pueden excretarse en las heces, además de los síntomas que causan.

Tabla 2.7 Patógenos que pueden estar presentes en las heces, con los síntomas asociados (adaptado de Schönning y Stenström, 2004)

Grupo	Patógeno	Síntomas
Bacterias		
	Aeromonass spp.	Enteritis
	Campylobacter jejuni/coli	Campylobacteriosis – diarrea, cólico, dolor abdominal, fiebre, nausea, artritis, Síndrome Guillain-Barré
	Escherichia coli (EIEC, EPEC, ETEC, EHEC)	Enteritis. Con la variedad EHEC, puede haber hasta hemorragia interna letal
	Salmonella typhi/paratyphi	Fiebre tifoidea/paratifoidea – dolor de cabeza, fiebre, malestar, anorexia, bradicardia, esplenomegalia, tos
	Salmonella spp.	Salmonelosis – diarrea, fiebre, cólico abdominal
	Shigella spp.	Shigelosis – disentería (diarrea con sangre), vómito, cólico, fiebre, Síndrome de Reiter
	Vibrio cholera	Cólera – diarrea aguada, letal si es severa y no tratada
Virus		
	Adenovirus	Varias, problemas respiratorios, algunas variedades atacan los intestinos (véase a continuación)
	Adenovirus entéricas, tipo 40 and 41	Enteritis
	Enterovirus tipos 68-71	Meningitis, encefalitis, parálisis
	Hepatitis A	Hepatitis – fiebre, malestar, anorexia, nausea, dolor abdominal, ictericia
	Hepatitis E	Hepatitis
	Poliovirus	Poliomielitis – fiebre, nausea, vómito, dolor de cabeza, parálisis, a veces sin síntomas
	Rotavirus	Enteritis
Parásitos Protozoarios		
	Cryptosporidium parvum	Criptosporidiosis – diarrea aguada, cólico abdominal, dolor
	Cyclospora histolytica	Diarrea, dolor abdominal, a veces sin síntomas
	Entamoeba histolytica	Amebiasis – disentería, dolor abdominal, fiebre, escalofríos, a veces sin síntomas
	Giardia intestinalis	Giardiasis – diarrea, cólico abdominal, malestar, pérdida de peso
Helmintos (lombrices)		
	Ascaris lumbricoides	Generalmente sin síntomas, a veces tos, sibilancias, fiebre, enteritis, eosinofilia pulmonaria
	Taenia solium/saginata	Teniasis
	Trichuris trichura	Trichuriasis – sin síntomas o malestar digestivo general, emaciación con piel seca, diarrea
	Ancylostoma, Necator, uncinarias	Picazón, ronchas, tos, anemia, deficiencia de proteínas
	Schistosoma spp., platelmintos sanguíneos	Esquistosomiasis, bilharzia

2.10.1 Uso de organismos indicadores

Al medir la eficacia de los procesos de tratamiento de los LF, sería demasiado caro y laborioso investigar todos los diferentes tipos de patógenos. Más bien, es común seleccionar algunos organismos indicadores de la actividad de patógenos que pueden ser medidos para proveer una indicación del grado de eliminación de los patógenos durante el tratamiento. Estos indicadores pueden ser patógenos o no, pero deben ser seleccionados cuidadosamente para proveer una información adecuada sobre la inactivación de los patógenos. Los siguientes requisitos deben cumplirse al seleccionar un organismo indicador (Mara, 2004):

- Ser exclusivamente de origen fecal;
- Ser más numerosos que los patógenos preocupantes;
- Presentar un patrón de eliminación similar a lo de los patógenos preocupantes; y
- Su medición debe ser económico, exacto y confiable.

Además, los organismos indicadores deben sobrevivir mayor tiempo que los patógenos preocupantes. Algunos de los organismos indicadores comunes para el análisis de aguas servidas y LF son las bacterias coliformes, los helmintos y los bacteriófagos (como indicador de los virus). Otros indicadores de contaminación fecal que han sido utilizados en estudios de mortandad de patógenos incluyen streptococci fecal, Klebsiella, Clostridium perfringens, Bacteroides, Enterococci, Bifidobacterium (Feachem et al., 1983; OMS, 1984).

2.10.2 Bacterias coliformes

Las bacterias coliformes habitan los intestinos y son muy comunes en las heces. Por lo tanto, su presencia en el ambiente es utilizada como indicador de la contaminación fecal. Escherichia coli (E. coli) es el organismo indicador que ha sido utilizado convencionalmente para identificar la contaminación fecal del ambiente (Feachem et al., 1983). Sin embargo, hay factores que complican este uso, ya que otras especies en el género Escherichia pueden vivir en el ambiente y, por lo tanto, no es 100 % indicativo de contaminación fecal. Se desarrollaron pruebas para cuantificar coliformes totales, coliformes fecales y E. coli. Como estas bacterias no son indicadores de contaminación por virus o protozoarios, aunque indican la contaminación fecal en el ambiente, no proveen necesariamente una buena indicación de la reducción de todos los patógenos en los procesos de tratamiento de los LF.

Los coliformes totales y fecales no son buenos indicadores en climas tropicales y subtropicales. El método convencional para el análisis de coliformes se basa en la producción de ácido y gas en un sustrato incubado a la misma temperatura que el cuerpo humano (37 °C). El método convencional para analizar a los coliformes fecales que toleran altas temperaturas depende de la producción de ácido y gas en un sustrato con lactosa incubado a 44 °C. Pero bajo condiciones tropicales y subtropicales, se ha encontrado bacterias coliformes que no vienen de las heces que también producen ácido y gas de lactosa a 44 °C (Mara, 2004). Se han desarrollado pruebas enzimáticas y bioquímicas para la detección de E. coli (APHA, 2005) y existen kits comerciales para la detección de coliformes totales, fecales y E. coli.

Helmintos (Lombrices)

Los helmintos son utilizados frecuentemente como indicadores de la eficacia de disminución de patógenos durante el tratamiento de los LF, debido a la abundancia de estas lombrices intestinales en los países de ingresos medianos y bajos. Los helmintos o lombrices parasitarias son parásitos eucariotas que infectan casi la tercera parte de la población humana del mundo. Incluyen nematodos, cestodos y trematodos. Son muy importantes a monitorear, puesto que los huevos de una sola lombriz, en una sola persona, pueden infectar a cientos de personas. Ascaris lumbricoides, un tipo de nematodo, es utilizado frecuentemente como indicador, ya que sus huevos son uno de los patógenos más resistentes a inactivarse en los procesos de tratamiento y su identificación es relativamente fácil con un microscopio (Feachem et al., 1983). La habilidad de estos huevos a permanecer viables y sobrevivir se debe al hecho que su cascarón es altamente impermeable e incluso es categorizado como una de las estructuras biológicas más resistentes del mundo. Este cascarón permite su respiración sin dejar de protegerle de una gran variedad de químicos y hasta condiciones extremas de pH (Nordin et al., 2009). Por lo

tanto, el monitoreo de la eliminación de huevos de Ascaris provee una importante indicación que los otros patógenos menos resistentes también hayan sido inactivados (Figura 2.7).

Para usar los huevos de Ascaris como un indicador de la eliminación de parásitos, se puede contar el número de huevos, pero una medida más sensible es evaluar la viabilidad de los huevos. Un huevo viable tiene todavía el potencial para desarrollarse, a diferencia de los huevos no viables que no implican ningún riesgo de transmisión del patógeno. Para su conteo, se emplea un método que incluye la sedimentación, desorción, centrifugación y flotación. Durante su desarrollo, se estimaba que este método tenía una eficiencia del 30 al 70 % en el conteo de huevos viables (Gaspard y Schartzbroad, 1995). Con mayor investigación, esto se incrementó hasta el 100 % con una sensibilidad de 0,4 partes por millón (ppm), al calcular el número de huevos en la muestra e incorporar la estimada eficiencia del procedimiento (Malicki et al., 2001). Además, los avances del método han reducido considerablemente el número necesario de réplicas (USEPA, 1995).

El método mejorado y convencional para el conteo de huevos de helmintos de la USEPA (2003) se basa en 4 pasos:

- Disociación del parásito de la materia orgánica;
- Flotación en una solución de nitrato de sodio;
- Sedimentación; y
- Concentración y examinación con un microscopio, utilizando una placa para conteo tipo Sedguick-Rafter.

La Comisión de Investigación del Agua de Sudáfrica también ha desarrollado y publicado sus “Métodos Estandarizados para la Recuperación y Enumeración de Huevos de Helmintos en Aguas Servidas, Lodos y Desechos de Inodoros Secos con Separación de la Orina en Sudáfrica”, que está disponible gratuitamente en el Internet (Moodley et al., 2008).



Figura 2.7 Análisis de los huevos viables de helmintos en Dakar, Senegal (foto: Linda Strande).

Virus

La cuantificación del total de virus en los LF puede realizarse con un microscopio electrónico, pero el método más fácil es medir sus efectos sobre sus hospederos (Madigan y Martinko, 2006). Los virus bacteriófagos son utilizados frecuentemente como indicadores de los virus. Ejemplos incluyen el bacteriófago 28B de Salmonella typhimurium, el bacteriófago MS2 de enterobacteria y el colífago Øx174, usando cepas de hospederos respectivamente como el bacteriófago de Salmonella typhimurium tipo 5, Salmonella typhimurium WG49 (ATCC 700730) y E. coli ATCC 1370. Se aplica un método estandarizado de dos capas de agar, con la cuantificación de virus por medio de la evaluación con placa y la técnica del agar sobrepuesto (Adams, 1959; Madigan y Martinko, 2006).

2.11 CONCLUSIONES

Con el estado actual de conocimiento, es evidente que debemos tener cuidado con nuestras suposiciones respecto a la cuantificación y caracterización de los LF en el diseño de sistemas de tratamiento. Afortunadamente, el MLF es un campo que está avanzando rápidamente y se está investigando activamente la caracterización de los LF. En los próximos años, a medida que MLF sea más aceptado y se culmine más investigación, habrá mayor información para permitir el diseño más certero de los sistemas de tratamiento.

La investigación sobre la caracterización de los LF se enfocaba anteriormente en los parámetros de protección ambiental y agronomía (p.ej., DBO/DQO, TS, TVS, nutrientes e indicadores de patógenos). La investigación actual de usos innovadores del material ha expandido el campo para incluir parámetros como el fraccionamiento de DQO, el contenido de lípidos para producir biodiésel, propiedades estructurales y el valor calorífico. Existen ejemplos del uso final de los productos de tratamiento como fuentes de energía, en la forma de biogás generado en la digestión anaeróbica o la combustión directa de los LF secos en hornos y calderas industriales (Murray Muspratt et al., 2014). Otras posibilidades incluyen la producción de proteína por medio de las larvas de la Mosca Soldada Negra y la incorporación de los LF en materiales de construcción (Diener et al., 2014). Otras investigaciones ayudarán a mejorar los métodos de recolección y transporte, a entender mejor el proceso de separación del agua y a comprender sus propiedades respecto al flujo y resistencia al corte (AIT, 2012); Radford, 2012).

2.12 BIBLIOGRAFÍA

AIT (2012). Assessment of FS rheological properties. Final Research Report. Environmental Engineering Programme. School of Environment, Resources and Development, Asian Institute of Technology (AIT).

Al-Sa'ed, R. M. Y., Hithnawi, T.M. (2006). Domestic septage characteristics and co-treatment impacts of Albireh wastewater treatment plant efficiency. Dirasat Engineering Sciences 33(2), p.187-197.

APHA/AWWA/WEF (2005). Standard Methods for the examination of water and wastewater. Edición 21. American Public Health Association, American Water Works Association, and Water and Environment Federation Publication. Washington D.C., EE.UU. ISBN 0-87553-047-8.

Bassan, M., Tchonda, T., Yiougo, L., Zoellig, H., Mahamane, M., Mbéguéré, M., Strande, L. (2013a). Characterisation of faecal sludge during dry and rainy seasons in Ouagadougou, Burkina Faso. Refereed paper presented at the 36th WEDC International Conference, Nakuru, Kenia, 2013.

Bassan, M., Mbéguéré, M., Tchonda, T., Zabsonre, F., Strande, L. (2013b). Integrated faecal sludge management scheme for the cities of Burkina Faso. Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development 3(2), p.216–221.

Bentley, R.W. (2002). Global oil and gas depletion: An overview. Energy Policy 30(3), p.189-205.

Berger, E.Y. (1960). Intestinal absorption and excretion. En: Comar C. L. and Bronner F. (eds). Mineral Metabolism, p.249-286. Academic Press, Nueva York, EE.UU.

Diener, S., Semiyaga, S., Niwagaba, C., Muspratt, A., Gning, J.B., Mbéguéré, M., Ennin, J.E., Zurbrugg, C., Strande, L. (2014). A value proposition: resource recovery from faecal sludge – can it be the driver for improved sanitation? Resources Conservation & Recycling 88: 32–38. Disponible en: https://dx.doi.org/10.1016%2Fj.resconrec.2014.04.005

Diongue, S.T. (2006). Stratégies d'optimisation de la filière de vidange de boues de latrines à Dakar, Institut International du Génie de l'Eau et de l'Environnement (Burkina Faso)/École Polytechnique Fédérale de Lausanne (Suiza). Master: 81.

Feachem, R.G., Bradley, D.J., Garelick, H., Mara, D.D. (1983). Sanitation and Disease. Health aspects of excreta and wastewater management. World Bank Studies in Water Supply and Sanitation. John Wiley and Sons. Nueva York, EE.UU.

Foxon, K., Brouckaert, C., Wood, K. (2012). How fast do pits fill up? Empirical evidence and mathematical models. FSM2, Durban, Sudáfrica.

Gao, X.Zh., Shen, T., Zheng, Y., Sun, X., Huang, S., Ren, Q., Zhang, X., Tian, Y., Luan, G. (2002). Practical manure handbook. (en Chino). Chinese Agricultural Publishing House. Beijing, China. En: OMS. 2006. Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. Volume 4. Excreta and greywater use in agriculture. ISBN 92 4 154685 9.

Gaspard, P., Schwartzbrod, J. (1995). Helminth eggs in wastewater quantification technique. Water Science and Technology 31(5/6), p.443–446.

Guyton, A.C. (1992). Human physiology and mechanisms of disease. W. B. Saunders Co, Philadelphia, EE.UU.

Heinss, U., Larmie, S. A., Strauss, M. (1998). Solids Separation and Pond Systems for the Treatment of Faecal Sludges in the Tropics. Lessons learnt and recommendations for preliminary design. SANDEC Report No. 5/98. Segunda edición. EAWAG y Water Research Institute (WRI), Accra/Ghana.

Heinss, U., Larmie, S.A., Strauss, M. (1994). Sedimentation Tank Sludge Accumulation Study. EAWAG/SANDEC, Suiza.

Ingallinella A.M., Sanguinetti G., Koottatep, T., Montangero, A., Strauss, M. (2002). The challenge of faecal sludge management in urban areas – strategies, regulations and treatment options. Water Science and Technology 46(10), p.285-294.

Jönsson, H., Baky, A., Jeppsoon, U., Hellström, D., Kärrman, E. (2005). Composition of urine, faeces, greywater and biowaste for utilization in the URWARE model. Urban Water Report of the MISTRA Programme, Report 2005:6, Chalmers University of Technology, Gothenburg, Sweden. Disponible en: www.urbanwater.org.

Jönsson, H., Vinnerås, B., Höglund C., Stenström, T.-A. (1999). Source separation of urine. Wasser und Boden 51(11), p.21-25.

Katukiza A.Y., Ronteltap, M., Niwagaba, C., Foppen, J.W, A., Kansiime, F., Lens, P.N.L. (2012). Sustainable sanitation technology options for urban slums. Biotechnology Advances 30(5), p.964-978.

Kengne, I.M., Kengne, S. E., Akoa, A., Bemmo, N., Dodane, P.-H., Koné, D. (2011). Vertical-flow constructed wetlands as an emerging solution for faecal sludge dewatering in developing countries. Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development 01(1), p.13-19.

Koanda, H. (2006). Vers un assainissement urbain durable en Afrique subsaharienne : Approche innovante de planification de la gestion des boues de vidange, École Polytechnique Fédérale de Lausanne (Suiza). Thèse de doctorat: 351.

Koné, D., Strauss, M. (2004). Low-cost Options for Treating Faecal Sludges (FS) in Developing Countries – Challenges and Performance. Paper presented to the 9th International IWA Specialist group conference on wetlands systems for water pollution control; and to the 6th International IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilisation Ponds, Aviñón, Francia, 27th Sept. - 1st Oct. 2004.

Koottatep, T., Surinkul, N., Polprasert, C., Kamal, A.S.M., Koné, D., Montangero, A., Heinss, U., Strauss, M. (2005). Treatment of septage in constructed wetlands in tropical climate: lessons learnt from seven years of operation. Water Science & Technology 51(9), p.119-126.

Lentner, C., Lentner, C., Wink, A. (1981). Units of Measurement, Body Fluids, Composition of the Body, Nutrition. Geigy Scientific Tables. CIBA-GEIGY Ltd, Basilea, Suiza. ISBN 0-914168-50-9.

M'Voubou, K. F. (2004). Evaluation de la gestion communautaire des boues de vidange dans la Commune d'Arrondissement de Sahm-Notaire. Ville de Guédiawaye- Région de Dakar-Sénégal, Ecole Inter-états d'Ingénieurs de l'Equipement Rural / Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne. Mémoire de DESS: 73

Madigan, T.M., Martinko, M.J. (2006). Brock Biology of Microorganisms. 11th Edition. Pearson Prentice Hall. Pearson Education, Inc., Upper Saddle River, EE.UU. ISBN 0-13-196893-9.

Malicki, J., Montusiewicz, A., Bieganowski, A. (2001). Improvement of counting helminthes eggs with internal standard. Research Note. Water Research 35(9), p.2333-2335.

Mara, D. D. (2004). Domestic wastewater treatment in developing countries. Earthscan, Gran Bretaña y EE.UU. ISBN 1-84407-019-0.

Moodley, P., Archer, C., Hawksworth, D. (2008). Standard Methods for the recovery and enumeration of helminth ova in wastewater, sludge, compost and urine diversion waste in South Africa. A report of Water Research Commission, SA.

Murray Muspratt, A., Nakato, T., Niwagaba, C., Dione, H., Kang, J., Stupin, L., Regulinski, J., Mbéguéré, M., Strande, L. (2014). Fuel potential of faecal sludge: calorific value results from Uganda, Ghana and Senegal. Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development 4(2): 223–230. Resumen disponible en: http://www.iwaponline.com/washdev/004/washdev0040223.htm

Niwagaba, C. (2009). Treatment technologies for human faeces and urine. PhD Thesis, Doctoral Thesis No. 2009: 70. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Suecia. ISBN 978-91-576-7417-3.

NWSC (National Water and Sewerage Corporation) (2008). Kampala Sanitation Program (KSP) - Feasibility study for sanitation master in Kampala, Uganda.

OMS (1984). Guidelines for drinking water quality, volume 2: Health criteria and other supporting information. Publicación de la OMS. ISBN 92 41541695.

Radford J.T., Fenner, R.A. (2013). Characterisation and fluidisation of synthetic pit latrine sludge. Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development 3(3), p.375–382.

Rossi, L., Lienert, J., Larsen, T.A. (2009). Real-life efficiency of urine source separation. Journal of Environmental Management 90, p.1909-1917.

Rouyat, J., Broutin, C., Rachmuhl, V., Gueye, A., Torrasani, V., Ka, I. (2006). La gestion des ordures ménagères dans les villes secondaires du Sénégal. Vers des politiques municipales incluant les quartiers périphériques, Éditions du Gret.

Schönning, C., Stenström, T.-A. (2004). Guidelines for the safe Use of Urine and Faeces in Ecological Sanitation. Report 2004-1. Ecosanres, SEI. Suecia.

Schouw, N.L., Danteravanich, S., Mosbaek, H., Tjell, J.C. (2002). Composition of human excreta – a case study from Southern Thailand. Science of the Total Environment Journal 286(1-3), p.155-166.

Sonko, E.M. (2008). Traitement des boues de vidange de systèmes autonomes d'assainissement à Dakar (Sénégal): évaluation de l'efficacité de la séparation solide/liquide de lits de séchage non plantés soumis à différentes charges de boues de vidange et à divers apports. Mémoire de DEA : Institut des Sciences de l'Environnement, UCAD. 73 p.

Steen, I. (1998). Phosphorus recovery in the 21st Century: Management of a non-renewable resource. Phosphorus and Potassium Journal 217, p.25-31.

Troschinetz, A. M., Mihelcic, J. R. (2009). Sustainable recycling of municipal solid waste in developing countries. Waste Management 29, p.915-923.

United States Environmental Protection Agency (USEPA). (1994). Guide to Septage Treatment and Disposal. Document EP/625/R-94/002. Washington, D.C., EE.UU. 20460.

United States Environmental Protection Agency (USEPA) (1999). Decentralized Systems Technology Fact Sheet, Septage Treatment/Disposal. Document EPA 932-F-99-068. Office of Water, Washington, D.C., EE.UU.

Vinnerås, B., Palmquist, H., Balmér, P., Weglin, J., Jensen, A., Andersson, Å., Jönsson, H. (2006). The characteristics of household wastewater and biodegradable waste - a proposal for new Swedish norms. Urban Water 3, p.3-11.

Yen-Phi, V.T., Rechenburg, A., Vinnerås, B., Clemens, J., Kistemann, T. (2010). Pathogens in septage in Vietnam. Science of the Total Environment 408 (9), p.2050-2053.

Tecnología

Textos complementarios

Ayres, R.M., Stott, R., Lee, D.L., Mara, D.D., Silva, S.A. (1989). Comparison of techniques for the enumeration of human parasitic helminth eggs in treated wastewater. Environmental Technology 12, p.617–623.

Badji K. (2008). Traitement des boues de vidange: Eléments affectant la performance des lits de séchage non-plantés en taille réelle et les mécanismes de séchage, Ecole Supérieure Polytechnique de Dakar, Mémoire de fin d'étude, 167 p.

Bradley, R.M. (1981). Disposal of septic-tank contents in Cyprus, Water Pollution Control 80, p.131–137.

Butler, D., Payne, J. (1995). Septic Tanks: Problems and Practice. Building and the Environment 30(3), p.419-425.

Chan, L., Li, Y. (2008). Protocol evaluation of the total suspended solids and suspended sediment concentration methods: Solid recovery efficiency and application for stormwater analysis. Water Environment Research 80(9), p.796-805.

Chen, M. (1988). Pollution of groundwater by nutrients and fecal coliforms from lakeshore septic tank systems, Water, Air and Soil Pollution 37, p.407–417.

Collin J.J., Salem, G. (1989). Pollution des eaux souterraines par les nitrates dans les banlieues non assainies des pays en développement, le cas de Pikine (Sénégal). Symposium Internationale sur des solutions intégrées pour des problèmes de pollution de l'eau, Lisboa, Portugal.

Franceys R., Pickford J., Reed, R. (1995). Guide de l'assainissement individuel. OMS. Ginebra, Suiza.

OMS. (2006). Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. Volume 4. Excreta and greywater use in agriculture. Organización Mundial de la Salud (OMS), Ginebra, Suiza. ISBN 92 4 154685 9.

Radford J.T., Fenner, R.A. (2013). Characterisation and fluidisation of synthetic pit latrine sludge Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development (IWA), Available on-line 15 February 2013 doi:10.2166/washdev.2013.023.

Strauss, M., Heinss, U., Montangero, A. (2000). On-Site Sanitation: When the Pits are Full – Planning for Resource Protection in Faecal Sludge Management. In: Proceedings, Int. Conference, Bad Elster,20–24 Nov. 1998.

Schriftenreihe des Vereins fuer Wasser-, Boden und Lufthygiene,2000;105:353-60: Water, Sanitation and Health – Resolving Conflicts between Drinking Water Demands and Pressures from Society's Wastes (I. Chorus, U. Ringelband, G. Schlag, and O. Schmoll, eds.). IWA Publishing House y la Serie sobre el Agua de la OMS.

Strauss, M., Larmie, S. A. (1997). Treatment of sludges from on-site sanitation - low-cost options. Water Science and Technology 35(6) p.129-136.

Strauss, M., Larmie, S. A., Heinss, U. (1998). Solids separations and ponds systems for the treatment of faecal sludges in the tropics: lessons learnt and recommendations for preliminary design. 05/98, SANDEC.

Preguntas para el Estudio de este Capítulo

1. Nombre cuatro parámetros claves para la caracterización de los LF y explique cómo se analizan. ¿Qué valores determinan que los LF sean de alta, media o baja dilución?
2. Describa cómo la variabilidad de los LF es influenciada por cada uno de estos factores operativos: la forma de usar los inodoros, el tiempo de almacenamiento, el ingreso y salida de aguas subterráneas y el clima.
3. Describe los dos métodos teóricos para la cuantificación de los LF. ¿Qué dificultades pueden impedir una toma de datos certera?
4. ¿Qué son los objetivos del tratamiento de los LF? ¿Por qué son importantes? ¿Cómo se puede monitorear su eficacia?

Capítulo 3

Mecanismos de Tratamiento

Magalie Bassan, Pierre-Henri Dodane y Linda Strande

Tecnología

Objetivos de aprendizaje

- Conocer las diferencias entre mecanismos físicos, químicos y biológicos de tratamiento.
- Entender cómo combinaciones de los mecanismos de tratamiento físico, químico y biológico logran el tratamiento de los lodos fecales.
- Aprender cómo los diferentes mecanismos influyen en las exigencias de operación y mantenimiento de las tecnologías de tratamiento.
- Comprender las maneras de controlar ciertos parámetros claves para aumentar la eficiencia de tratamiento y cumplir con los objetivos respectivos.

3.1 INTRODUCCIÓN

Este capítulo ofrece un resumen de los mecanismos que forman la base del tratamiento de lodos fecales (LF), resaltando los que serán analizados en los próximos capítulos. Muchas de las tecnologías para el tratamie nto de los LF se basan en las que fueron desarrolladas para el tratamiento de aguas servidas y los lodos que salen de ellas, pero es importante recordar que estas tecnologías no pueden transferirse directamente. Las características de los LF difieren ampliamente de las de aguas servidas, lo que influye directamente en la eficiencia de los mecanismos de tratamiento (Spellman, 1997; Kopp y Dichtl, 2001). Las propiedades más importantes de los lodos para tomar en cuenta incluyen estabilización, carga orgánica, tamaño y densidad de las partículas, oxígeno disuelto, temperatura, pH, contenido de agua y viscosidad. El entendimiento de los mecanismos físicos, químicos y biológicos del manejo de lodos fecales (MLF) es actualmente limitado y ha sido adquirido en su mayoría por medio de observaciones empíricas a lo largo de los años. Es primordial superar esta falta de información para mejorar el diseño y operación de las tecnologías de tratamiento de los LF. Para información más detallada sobre los antecedentes con aguas servidas, se recomienda leer los textos de ingeniería citados en la bibliografía.

Este capítulo se divide en tres secciones, correspondientes a los mecanismos físicos, biológicos y químicos que se utilizan en el tratamiento de los LF. Los mecanismos físicos incluyen la separación del agua, el secado y la reducción del volumen; son los de mayor aplicación actualmente en el tratamiento de los LF y son considerados robustos y confiables. Los mecanismos biológicos permiten la eliminación y transformación de los constituyentes orgánicos, los nutrientes y los patógenos, gracias a la actividad microbiana. Los mecanismos químicos involucran el uso de aditivos para optimizar y controlar ciertas reacciones deseadas y principalmente sirven para la desinfección y para una separación del agua más eficiente.

3.2 MECANISMOS FÍSICOS

Uno de los mecanismos más importantes del MLF es la separación del agua. Los LF consisten principalmente de agua, cuya proporción depende del tipo de inodoro y del sistema descentralizado de contención. El agua

es pesada y es caro transportarla, además descargarla contaminada al ambiente genera grandes impactos negativos. Desaguar los lodos también es un paso previo necesario para ciertas aplicaciones para la recuperación de recursos, como el compostaje o la combustión. La separación del agua se basa en procesos físicos, como evaporación, evapotranspiración, filtración, gravedad, atracción por cargas eléctricas superficiales, fuerza centrífuga y presión.

El agua presente en los LF puede estar 'libre', como puede estar 'ligada'. Esta es una importante distinción a entender en los mecanismos de tratamiento, ya que el agua libre puede separarse con relativa facilidad, mientras el agua ligada es mucho más difícil (Kopp y Dichtl, 2001). El agua libre representa la mayor parte del agua en los LF frescos y puede separarse de la fase sólida mediante tecnologías como decantación y filtración. No se absorbe, ni se fija, ni es influenciada por acción capilar. A diferencia, el agua ligada incluye las formas intersticial, superficial e intracelular del agua (Figura 3.1). El agua intersticial (también llamada "agua capilar") se encuentra en espacios de poros, pero solo es fijada a los sólidos por acción capilar. El agua superficial (también llamada "agua coloidal") es fijada a los sólidos y microorganismos por adsorción y adhesión. El agua intracelular está contenida dentro de los microorganismos y solo puede ser extraída por mecanismos de tratamiento que logran la rotura de las células, liberando así el agua. Cuando el agua está fijada físicamente a los sólidos, generalmente requiere evaporación, presión, centrifugación o la añadidura de químicos para separarla.

3.2.1 Separación por gravedad

La gravedad es probablemente la fuerza más ampliamente aplicada en MLF para la separación de líquidos y sólidos, ya que logra la separación de partículas suspendidas y el agua libre. Con el tiempo, las partículas que son más pesadas que el agua se asientan bajo condiciones quietas, con una velocidad que depende del tamaño de las partículas, la concentración de sólidos suspendidos y la floculación. Estos fundamentos son aplicados en el diseño de tanques de sedimentación y espesamiento (Capítulo 6) y cámaras para separar la arena.

Existen cuatro mecanismos de sedimentación: partícula suelta, floculante, inhibida y comprimida. La sedimentación de partículas sueltas ocurre en flujos de desecho poco espesos, cuando las partículas se asientan individualmente sin interactuarse con otras partículas. La sedimentación floculante es cuando las partículas se juntan, aumentando su masa y su velocidad de sedimentación. Es muy importante en el caso de partículas menores que se unen entre sí por la fuerza Van der Waals, lo que aumenta su tasa de asentarse. La sedimentación inhibida ocurre en lodos espesos, donde las partículas se asientan juntas, como una 'manta'. La sedimentación comprimida ocurre en el fondo de un tanque de sedimentación, donde una capa de lodo es estrujada por el peso de los sólidos que están encima, expulsando así el agua.

Hay tres fuerzas principales que influyen sobre la sedimentación de una partícula: gravedad, flotación y resistencia por fricción. La fuerza gravitacional depende de las densidades de la partícula y del fluido, juntos con el volumen de la partícula. La fuerza de gravedad puede calcularse como indica la Ecuación 3.1.

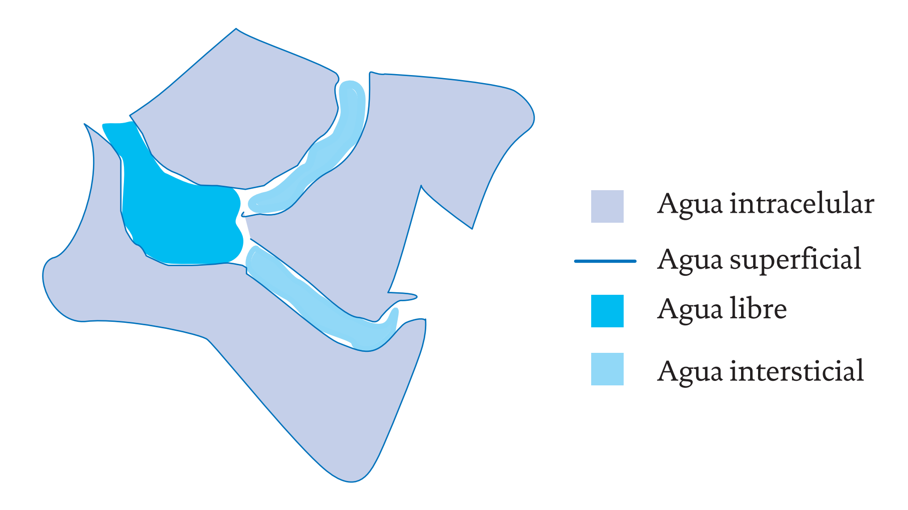


Figura 3.1 Las formas del agua en un flóculo de lodo (adaptado de Kopp y Dichtl, 2001).

Ecuación 3.1: F_g = masa de la partícula · g = $\rho_p \cdot V_p \cdot g = \rho_p\,(1/6\,\pi d_p^{\,3})g$

Donde:
F_g = Fuerza debido a la gravedad (N)
ρ_p = Densidad de la partícula (kg/m^3)
V_p = Volumen de la partícula (m^3)
d_p = Diámetro de la partícula (m)
g = Constante gravitacional (9,81 m/s^2)

La fuerza de la flotación es en sentido opuesto de la de la gravedad (representada por el signo negativo en la Ecuación 3.2) y depende de la densidad del líquido.

Ecuación 3.2: F_b = masa líquida . g = $-\rho_L \cdot V_p \cdot g = -\rho_L(1/6\,d_p^{\,3})g$

Donde:
F_b = Fuerza debido a la flotación (N)
ρ_L = Densidad del líquido (kg/m^3)
V_p = Volumen de la partícula (m^3)
g = Constante gravitacional (9,81 m/s^2)
d_p = Diámetro de la partícula (m)

La fuerza por resistencia a la fricción depende de la velocidad y diámetro de la partícula, la densidad y viscosidad del fluido y un coeficiente de resistencia a la fricción que es una función del número de Reynolds y el régimen de flujo (a saber, laminar, transicional o turbulento). La fuerza por resistencia a la fricción también va en sentido contrario a la de la gravedad. Con bajos números de Reynolds (poca turbulencia) y partículas esféricas, la fuerza por resistencia a la fricción puede representarse por la ley de Stokes (Ecuación 3.3).

Ecuación 3.3: $F_d = -3\pi\,\mu\,d_p$

Donde:
μ = Viscosidad de agua ($N \cdot s/m^2$)
d_p = Diámetro de la partícula (m)

Cuando la sumatoria de la gravedad, la flotación y la resistencia a la fricción es igual a 0, la partícula está en su velocidad terminal de sedimentación. La longitud del tanque necesario para que esta partícula se asiente puede calcularse según esta velocidad y el parámetro de diseño que representa el área superficial (el ancho por el largo). La Ecuación 3.4 es llamada la Ley de Stokes para la sedimentación, donde los términos $F_g + F_b + F_d = 0$ están sustituidos.

Ecuación 3.4:

$$v = \frac{(\rho_p - \rho_l)gd_p^2}{18\mu}$$

La flotación ocurre cuando los sólidos suspendidos tienen una densidad similar o menor a la del agua, como es el caso para grasas, aceites y células de algas. Las burbujas de aire pueden conectarse a las partículas y, si la densidad de la partícula es similar a la del agua, puede ser suficiente para hacerla flotar hasta la superficie. La capa que se forma en la superficie del líquido es conocida como 'nata'. En el diseño de los tanques de sedimentación y lagunas de estabilización de LF, es importante tomar en cuenta la nata, ya que su acumulación suele ser considerable (Figura 3.2).

3.2.2 Filtración

La filtración también es un mecanismo comúnmente utilizado en el MLF para la separación de líquidos y sólidos. Se la aplica con varios medios (p.ej., membranoso, granular) y tipos (p.ej., lento, rápido, impulsado por gravedad o bajo presión) en el procesamiento de agua potable, aguas servidas y lodos. La filtración más común en el MLF es realizada en los lechos de secado con o sin plantas. Estos procesos utilizan algún medio filtrante para atrapar los sólidos en la superficie del lecho, mientras los líquidos drenan a través del lecho para ser recolectados, o también evaporan de los sólidos. En estos lechos filtrantes de secado, la filtración ocurre



Figura 3.2 Tanque de sedimentación en la Estación de Tratamiento de Lodos Fecales Niayes, en Dakar, Senegal (foto: Linda Strande).

lentamente, con tasas de 0,1 a 0,4 m/h, y requieren menos mantenimiento y operación que otras tecnologías más veloces.

Los parámetros que más determinan la eficiencia de la filtración lenta son las características del afluente, el tipo de medio filtrante y la tasa de carga (Metcalf y Eddy, 2003). Por ejemplo, respecto a los lodos afluentes, mayores concentraciones de sólidos suspendidos incrementan la obstrucción del filtro, su fuerza de floculación puede influencia la cantidad de sólidos retenidos en la superficie (el rendimiento general) y la distribución de los tamaños de las partículas puede influir en la eficacia, ya que las partículas más pequeñas pueden pasar por el filtro más fácilmente.

Varios tamaños de medios filtrantes son utilizados. Los medios gruesos (p.ej., grava o ripio) presentan más espacio entre las partículas y permiten el paso de más sólidos, mientras un medio más fino (p.ej., arena) da mayor resistencia a la fricción del flujo de los líquidos y retiene más sólidos. La necesidad de separar los sólidos tiene que equilibrarse con el potencial de colmatación del filtro debido a la concentración de sólidos en los LF. Los lechos de secado para los LF se diseñan generalmente con capas de cada vez más grueso material, desde arena encima hasta piedras en el fondo (Capítulos 7 y 8). La tasa de flujo de los líquidos que infiltran (por gravedad) a través del lecho depende de la resistencia al flujo ejercido por el filtro. Se calcula y reporta la tasa como el volumen que pasa en una hora, divido por el área de la superficie del filtro. La profundidad del filtro determina el tiempo de retención hidráulica y la pérdida de presión ("pérdida de cabezal hidráulico"), en otras palabras la energía requerida por cada unidad de volumen para pasar a través del filtro.

Los principales mecanismos físicos que actúan dentro de la filtración están indicados en la Figura 3.3. Como estos procesos no pueden cuantificarse individualmente, el diseño de los lechos de secado se basa en cálculos empíricos. La cernida es la exclusión de partículas que son mayores a los poros y no pueden pasar. La sedimentación sobre el medio es el resultado del asentamiento del material por gravedad. La intercepción es lo que las partículas entren en contacto con el medio como resultado de la trayectoria del flujo del líquido. La adhesión ocurre cuando partículas salen del líquido al pegarse al medio. La floculación es la unión de las partículas para formar partículas de mayor tamaño, las que luego son separadas más fácilmente por uno de los otros cuatro mecanismos.

Se han desarrollado diversos modelos para explicar los comportamientos observados en la filtración. La Ley de Darcy puede usarse para describir la filtración lenta en arena, ya que el flujo es considerado lo suficientemente lento como para poder asegurar un flujo parejo por láminas sin turbulencia (flujo laminar). Es mejor determinar la resistencia de los medios en el laboratorio. La resistencia al flujo ejercido por un filtro 'limpio' se calcula por medio de la Ecuación 3.5 (Huisman y Wood, 1974).

Ecuación 3.5:

$$H = \frac{v_f}{k} \cdot h$$

Donde:
H = Resistencia del lecho filtrante 'limpio', en otras palabras la pérdida de presión o 'altura' (m)
v_f = Velocidad de filtración por unidad de área del lecho (m/s)
h = Altura o grosor del lecho (m)
k = Coeficiente de permeabilidad (m/s).

Durante la operación del filtro, el tamaño efectivo de poro se disminuye a medida que las partículas son atrapadas en el filtro y una película biológica crece encima del medio. Este fenómeno, llamado 'maduración', genera una mayor eficiencia del filtro, con la retención de mayores cantidades de partículas finas. En la filtración lenta a través de arena, la mayor parte de los sólidos son atrapados en la superficie del filtro. Esto aumenta la resistencia al paso de líquidos y ocasiona menores tasas de flujo a medida que aumente la pérdida de presión hidráulica. Esto puede llegar al taponamiento del filtro y una rápida reducción en la eficiencia de filtración. Para prevenir esto, es imprescindible aplicar mucho cuidado en el diseño, construcción y operación del filtro (Capítulos 7 y 8). Es muy importante construir con arena y ripio lavados, para minimizar la existencia de partículas finas de suelo que podrían obstruir el filtro.

Además de los mecanismos físicos, hay también procesos químicos y biológicos que ocurren dentro de estos filtros. Los procesos químicos incluyen los procesos de atracción que dan lugar a la floculación y la adhesión al medio. El crecimiento biológico acontece en todo el filtro, aunque suele ser más intenso cerca de la superficie, según la presencia de oxígeno, carbono y otros nutrientes. Esto también produce una sustracción biológica de nutrientes y DBO que sucede dentro del filtro (Panuvatvanich *et al.*, 2009).

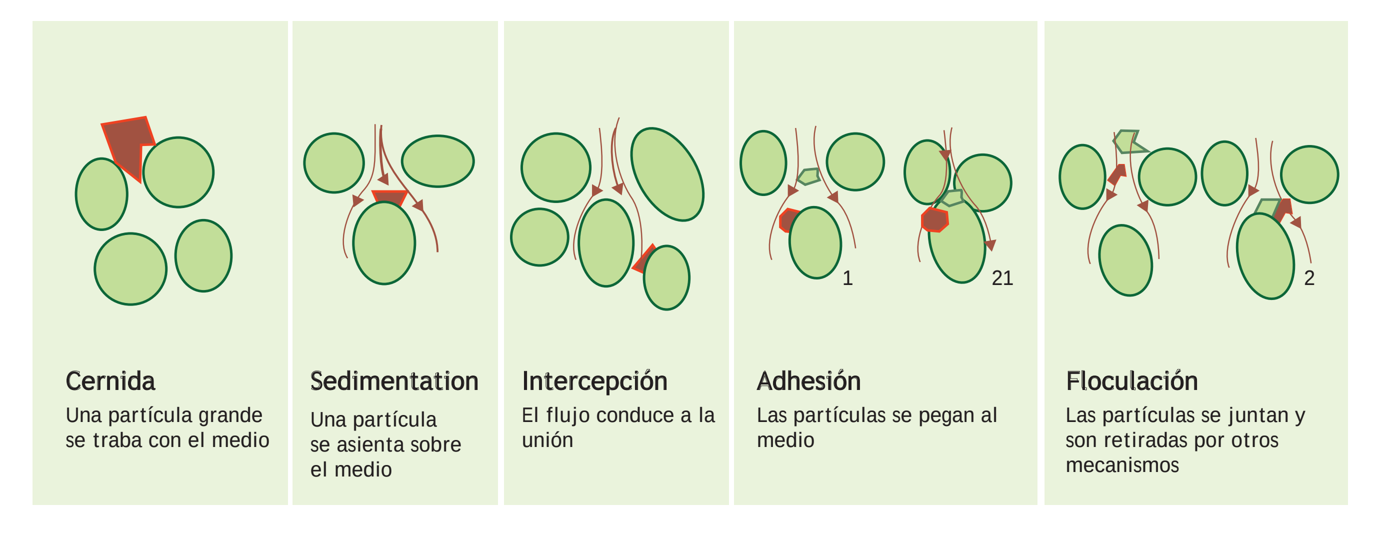


Figura 3.3 Esquema de los mecanismos que actúan durante una filtración (modificado de Metcalf y Eddy, 2003).



Figura 3.4 Lechos de secado sin plantas en la Estación de Tratamiento de Lodos Fecales Niayes, en Dakar, Senegal (foto: Linda Strande).

3.2.3 Evaporación y evapotranspiración

La evaporación ocurre cuando el agua se integra en el aire como vapor y la transpiración es el proceso por el cual las plantas liberan vapor de agua al aire como parte de su actividad metabólica. La evapotranspiración es la combinación de estos dos mecanismos. Además de la filtración, la separación del agua en los lechos de secado también sucede por medio de la evaporación (y, en lechos de secado con plantas, la evapotranspiración). Para que estos mecanismos puedan realizarse, el ambiente alrededor debe presentar una demanda evaporativa, en otras palabras el aire no debe estar saturado de agua.

La energía requerida para la evaporación es proveída por el sol (con ciertas pérdidas debido a la convección). Así, la evaporación es influenciada fuertemente por el clima, en especial la temperatura y la humedad del aire. La superficie donde ocurre la evaporación también influye en la tasa de evaporación (p.ej., agua libre estancada versus agua en lodos) (Musy y Higy, 2004). Entre los parámetros más importantes para un lecho de secado constan su profundidad y su área total. A medida que la masa total de un objeto aumenta, mayor es la energía que puede almacenar, incrementando la demanda de calor para la evaporación. La velocidad del viento también tiene un efecto sobre la tasa de evaporación, ya que reemplaza el aire saturado con aire seco. Como indica la Ley de Dalton sobre la presión parcial, la tasa de evaporación depende de la velocidad del viento y la presión del vapor en el aire, es decir, la humedad del aire (Ecuación 3.6).

Ecuación 3.6: $E_a = f(u) \, . \, (e'_a - e_S)$

Donde:
E_a = Contribución de la transferencia de masas a la evaporación (mm/día)
$f(u)$ = Un constante de la proporcionalidad de la velocidad del viento
e'_a = Presión de vapor de agua en el punto de la saturación a la temperatura de la superficie (mm de mercurio)
e_S = Presión efectiva del vapor (mm de mercurio)

La Fórmula de Penman (Ecuación 3.7) incorpora unos factores empíricos a la Ley de Dalton para calcular la evaporación según los datos locales de clima. Este tipo de información puede encontrarse generalmente en sitios web como el de la Organización de Alimentos y Agricultura de las Naciones Unidas (www.fao.org) o en documentos como ‘La Evapotranspiración de los Cultivos – Pautas para calcular los requerimientos de agua de los cultivos’ (Allen *et al.*, 1998).

Ecuación 3.7: $$E = \frac{+\ 2\gamma}{+\gamma} \cdot E_c - \left(\frac{\gamma^{(2-\lambda)} \cdot E_2}{+2\gamma} \right)$$

Donde:
E = Evaporación (mm)
Δ = Pendiente de la curva de la presión del vapor de la saturación (kPa/°C)
γ = Constante psicrométrica (kPa/°C), γ = 0,00163 x P/λ, donde P = Presión atmosférica
E_c = Evaporación medida en una cuenca del estado de Colorado (mm)
λ = Calor latente de vaporización

Asimismo como la evaporación, las tasas de transpiración son influenciadas por el calor, la humedad y el viento, pero también dependen de otros factores adicionales, como las especies de plantas, sus fases de crecimiento, la densidad de las plantas, las formas y colores de las hojas y la disponibilidad de agua en la zona de las raíces (Stefanakis y Tsihrintzis, 2011). Durante la transpiración, el agua es transportada a través del sistema circulatorio interno de la planta y luego liberada por las estomas o poros en la superficie de las hojas. La tasa de evapotranspiración es casi siempre mayor a la de solo la evaporación (Musy y Higy, 2004). También se ha observado que variaciones en la temperatura influyen más a la evapotranspiración que a la evaporación (Stefanakis y Tsihrintzis, 2011). Para que haya una óptima evapotranspiración en los lechos de secado con plantas, es necesario considerar la carga de lodos y los datos sobre la pluviosidad para permitir una máxima producción de la biomasa de las plantas.

Existen pocos métodos aceptados para la medición de las tasas de evapotranspiración (Musy y Higy, 2004). El Potencial para Evapotranspiración representa la pérdida teórica del agua suponiendo que suficiente agua está disponible, la cobertura de plantas es densa y las plantas están creciendo activamente. La Evapotranspiración Máxima puede determinarse para cada especie y para cada fase de crecimiento, suponiendo condiciones óptimas de crecimiento. La Evapotranspiración Real se basa en la tasa registrada de evaporación, humedad relativa y el estado de crecimiento de las plantas, y este valor es siempre menor a la Evaporación Máxima. Para medir la transpiración, se registra la pérdida de agua en sitios vegetados de referencia. Esto es más complejo que medir la evaporación, ya que es necesario considerar el tipo de vegetación y la comparación a los tipos referenciales estandarizados. Por lo tanto, el cálculo de evapotranspiración depende de valores determinados experimentalmente para un cierto lugar y contexto y la extrapolación requiere ajustes y experimentos controlados. La Ecuación Penman-Monteith (Ecuación 3.8), derivado de la Ecuación Penman (Ecuación 3.7), es empleada para evaluar la tasa potencial de evapotranspiración (Allen *et al.*, 1998; Uggetti *et al.*, 2012). Permite la comparación de la evapotranspiración en diferentes épocas del año, en diferentes lugares y entre diferentes tipos de plantas.

Ecuación 3.8: $$PET = \frac{0.408 \cdot \Delta \cdot (R_n - G) + \gamma \frac{C_n}{T+273} u_2 \cdot (e_s - e_a)}{\Delta + \gamma \cdot (1 + C_d \cdot u_2)}$$

Donde:
PET = Evapotranspiración referencial (mm/día)
Δ = Pendiente de la curva de la presión de vapor de saturación (kPa/°C)
R_n = Radiación neta sobre la superficie del cultivo (MJ/m²/día)
G = Densidad de flujo de calor en el suelo (MJ/m²/día)
γ = Constante psicrométrica (kPa/°C), γ = 0,00163 x P/λ, donde P = Presión atmosférica
C_n = Coeficiente (900 para vegetación baja, 1600 para vegetación alta)
T = Temperatura diaria del aire promedio a una altura de 2 m (°C)
u_2 = Velocidad diaria del viento a una altura de 2 m (m/s)
e_s = Presión de vapor a saturación a la temperatura de la superficie (kPa)
e_a = Presión efectiva de vapor (kPa)
C_d = Coeficiente (0,34 para vegetación baja, 0,38 para vegetación alta; mm)



Figura 3.5 **Lechos de secado con plantas en el jardín de una escuela en Bangkok, Tailandia. Las hojas grandes contribuyen a la evapotranspiración y la separación del agua de los lodos (foto: Linda Strande).**

3.2.4 Centrifugación

La centrifugación es utilizada principalmente para la separación del agua de los lodos generados en el tratamiento de las aguas servidas, pero puede servir para la eliminación parcial del agua ligada en los LF. Los lodos son colocados dentro del centrífugo que gira a alta velocidad y la fuerza centrífuga acelera el proceso de sedimentación. Los sólidos se asientan en las paredes del centrífugo, para recolectarse en forma separada de los líquidos.

Este proceso se fundamenta en el hecho que cuando una partícula en movimiento está forzada a cambiar su trayectoria, se ejerce una fuerza contra cualquier obstáculo a su movimiento inicial. La fuerza centrífuga que impulsa el movimiento desde el centro de un cilindro a su superficie puede calcularse con la Ecuación 3.9 (Spellman, 1997).

Ecuación 3.9: $F_c = Wr(\rho_s - \rho)V$

Donde:
F_c = Fuerza centrífuga (N)
W = Velocidad angular (radian/s)
r = Radio desde el centro de rotación hasta la partícula (m)
ρ_s = Densidad de la partícula (kg/m^3)
ρ = Densidad del líquido (kg/m^3)
V = Volumen de la partícula (m^3)

Los parámetros que influyen en la eficiencia de la centrifugación no son entendidos completamente, pero se han identificado tres importantes características respecto a los lodos de estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR): la sedimentabilidad, la capacidad de desplazamiento y la fuerza de floculación (Kopp y Dichtl, 2001).

3.2.5 Secado térmico

Se utiliza el secado al calor para evaporar y separar el agua de los lodos de EDAR ("biosólidos") más allá de lo que se puede lograr con otros métodos más convencionales o pasivos. El secado térmico es aplicado actualmente más para lodos de EDAR que para LF, pero esta tecnología debe ser transferible y se pueden obtener mayores informaciones de los fabricantes y los estudios piloto.

El secado térmico reduce el peso y el volumen, ya que el agua se pierde en forma de vapor. Se aumenta la temperatura de los lodos por medio de energía transferida de una fuente externa de calor, que permite la evaporación del agua libre a la superficie del lodo, a una tasa que depende de la temperatura del aire ambiental, la humedad, la presión y flujo, además de la extensión expuesta de lodos. A medida que se sigue transfiriendo calor, la humedad interna se traslada a la superficie y se evapora a una tasa que depende de las características físicas de los lodos, su temperatura y su humedad. Esta técnica involucra convección, conducción, radiación o una combinación de estos procesos. Se utiliza convección en sistemas directos de secado, conducción en sistemas indirectos, y la radiación en sistemas de secado con luz infrarroja (Capítulo 5).

La cantidad de calor requerido depende de la capacidad calorífica de los LF, que consiste en la cantidad de energía necesaria para elevar la temperatura en un grado centígrado a una unidad de masa. Por ejemplo, la capacidad calorífica del agua a 25 °C es 4,18 kJ/kg/°C, en otras palabras se requiere 4 kiloJoule de energía para elevar la temperatura 1 °C a un kilogramo de agua. No existen datos sobre la capacidad calorífica de los LF, pero para lodos de EDAR se ha reportado la cifra de 1,95 kJ/kg/°C (Kim y Parker, 2008).

3.2.6 Tamizado grueso

Otro mecanismo físico importante para el MLF es el tamizado grueso. Es imperativo colocar tamices en el punto de entrada de los LF a las ETLF, para retirar los desechos sólidos y objetos grandes de los LF, previniendo así el taponamiento, el daño a las bombas y la presencia de basura en los productos finales. Las barras de los tamices pueden estar en posición vertical o inclinada hacia el ingreso para formar una barrera que retiene los sólidos gruesos (Figura 3.6). Se ajusta la distancia entre las barras de tal manera que el líquido y las partículas pequeñas puedan pasar y los objetos más grandes se queden atrapados.

La velocidad del flujo de LF influye sobre el rendimiento de un tamiz. Una velocidad baja permite mayor separación de sólidos, pero permite mayor deposición en el canal de entrada, lo que se debe evitar. Por lo tanto, la velocidad mínima debe ser suficiente para logar un auto-lavado del canal (>0,3 m/s para aguas servidas). Por otro lado, el flujo no debe exceder 1 m/s para evitar que los desechos sólidos sean acarreados por la corriente (Mara, 1976). Un tamiz crea una pérdida de presión hidráulica que depende de la cantidad y tipo de desechos sólidos retenidos.

3.3 MECANISMOS BIOLÓGICOS

En el MLF, la biología es primordial para lograr los objetivos de tratamiento por medio de la transformación de la materia orgánica y los nutrientes. También es muy importante para entender los mecanismos para la reducción de los patógenos. Los patógenos de mayor preocupación fueron mencionados en Capítulo 2, y los mecanismos para su inactivación están tratados en la siguiente sección.

El tratamiento biológico aprovecha el metabolismo y tasa de crecimiento de microorganismos en procesos naturales, colocándolos en situaciones controladas para optimizar los resultados deseados. Los sistemas de tratamiento dependen generalmente de comunidades complejas de microorganismos. A medida que crecen



Figura 3.6 **Tamiz de barras en la Estación de Tratamiento de Lodos Fecales Niayes, en Dakar, Senegal (foto: Linda Strande).**

los microbios, alteran dinámicamente el sistema al modificar la materia orgánica y soltar o fijar nutrientes. También liberan gases y otras sustancias que afectan al ambiente.

La materia orgánica biodegradable en los LF varía mucho según la fuente, pero, en general, debe estabilizarse antes de su uso o disposición final. La estabilización consiste en la degradación del material que se descompone fácilmente, dejando al final materia orgánica menos degradable y más estable. Esto es importante para disminuir los olores, generar características más estables y predecibles, reducir la demanda de oxígeno y permitir un fácil almacenamiento o manipuleo (Vesilind, 2001). No existe una definición científica consensuada de lo que constituye materia orgánica 'estabilizada', pero en general se refiere a una resistencia a continuada biodegradación. Los lodos estabilizados consisten mayormente en partículas como celulosa, lignina, materia inorgánica y materia celular de los microorganismos que consumieron las sustancias orgánicas degradables, mientras los lodos no estabilizados contienen muchos compuestos que son degradados fácilmente, como hidratos de carbono, proteínas y azúcares. Se suele usar los sólidos volátiles como medida de la estabilización, ya que son considerados materia orgánica de fácil degradación. La Ecuación 3.10 puede utilizarse para evaluar el grado de degradación que ha ocurrido durante el tratamiento de los LF, ya que el valor inicia en 0 para LF 'frescos' o 'crudos' y llega a 1 cuando son 'digeridos' y estabilizados completamente (Kopp y Dichtl, 2001).

Ecuación 3.10: $\rho_{VSS} = (1 - (VSS_1/VSS_0)) \cdot 100$

Donde:

ρ_{VSS} = Proporción de degradación

VSS_1 = Sólidos Suspendidos Volátiles (g/L) en el tiempo 1

VSS_0 = Sólidos Suspendidos Volátiles (g/L) en el tiempo 0

3.3.1 Metabolismo

Para que se multipliquen, los microorganismos requieren energía y fuentes de carbono. Las bacterias pueden clasificarse según sus propiedades metabólicas, como fuente de energía, fuente de carbono y receptores de electrones (p.ej., aeróbicas o anaeróbicas). La energía puede venir del sol o de compuestos químicos (es decir, hay organismos fotótrofos y organismos quimiótrofos) y estos compuestos pueden ser orgánicos o inorgánicos (es decir, hay organismos organoquimiótrofos y organismos litoquimiótrofos). El carbono para sintetizar nuevas células puede ser obtenido de la materia orgánica o del dióxido de carbono. Otros nutrientes esenciales para el crecimiento de los microbios incluyen nitrógeno, fósforo, azufre, potasio, magnesio, hierro y calcio.

3.3.2 Temperatura

La tasa de crecimiento de los microorganismos está ligada fuertemente a la temperatura. Muchas veces, se duplica la actividad biológica por cada aumento de 10 °C en la temperatura, dentro del rango de temperaturas que sea aceptable para cada especie. Cada organismo tiene su temperatura mínima (en la cual no puede crecer), su rango óptimo de temperatura (en la cual sus reacciones enzimáticas sucedan a la mayor tasa posible) y su temperatura máxima (por encima del cual no puede crecer debido a la desnaturalización de sus proteínas). Existen cuatro tipos de organismos, definidos de acuerdo con sus rangos óptimos de temperatura, a saber (de lo más frío a lo más caliente): psicrófilos, mesófilos, termófilos e hipertermófilos (Figura 3.8)

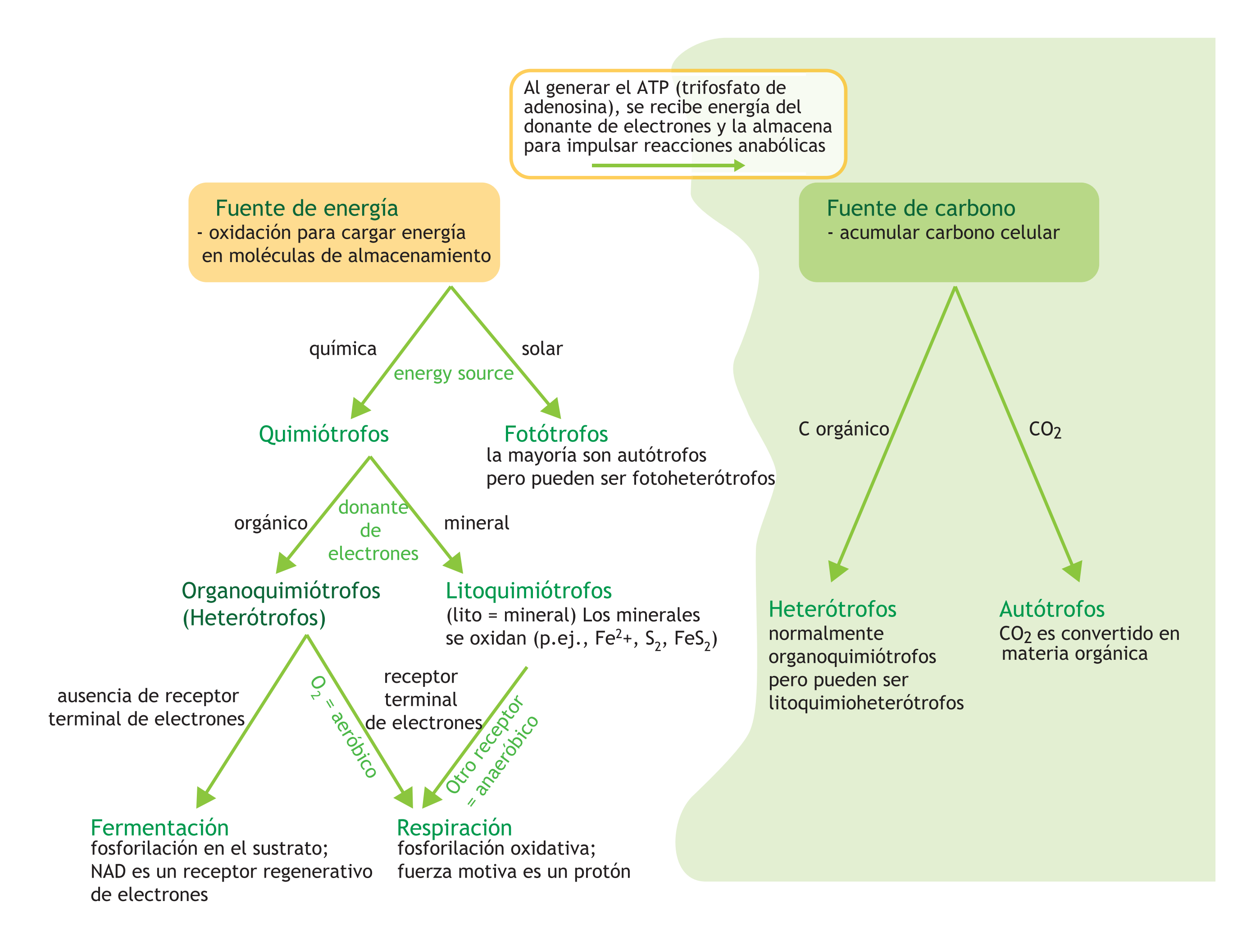


Figura 3.7 Nomenclatura de los microorganismos según sus requisitos de energía y carbono (figura: Linda Strande).

Tecnología

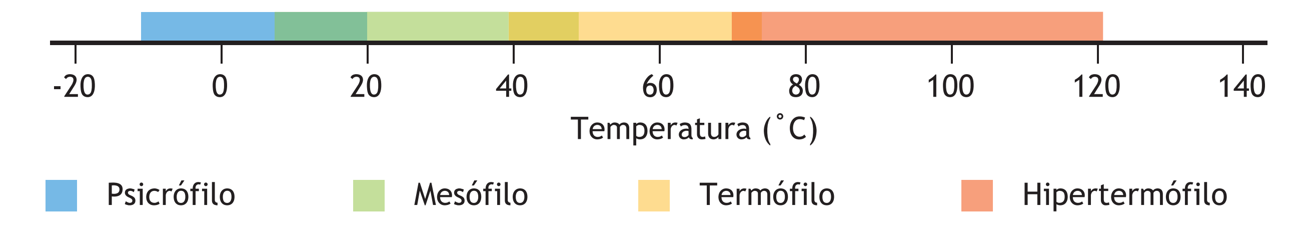


Figura 3.8 Clasificación de los organismos según las óptimas temperaturas para su desarrollo (con sus respectivas áreas de traslape).

3.3.3 Tipos de microorganismos

Todos los organismos vivos tienen una estructura celular, sea procariótica o eucariótica. Los procariotas incluyen las bacterias y las Arquea, son unicelulares y menos complejos estructuralmente que los eucariotas, ya que su ADN no está encerrado en un núcleo. Las bacterias miden de 0,5 a 1 µm en tamaño y presentan la forma de bacilos (barras), espirilos (espirales) o cocos (esferas). Las Arquea difieren de las bacterias en su historia evolutiva, son quimiótrofos y muchos viven en ambientes extremos (p.ej., en altas temperaturas o salinidades).

Las células de los eucariotas contienen complejas estructuras encerradas en membranas, así como sus núcleos. En el MLF, los eucariotas de mayor importancia para el tratamiento son los protozoarios, hongos y algas, mientras que los helmintos y otros protozoarios forman parte del riesgo patogénico. Los protozoarios son organismos eucarióticas unicelulares más grandes que las bacterias, generalmente móviles y frecuentemente depredadores de las bacterias. Desprovistos de clorofila o paredes celulares, los protozoarios juegan un importante papel en las lagunas de estabilización y maduración, en parte por lo que consumen patógenos microbianos. Los hongos constituyen un gran grupo de organismos que incluyen mohos, levaduras y champiñones. Son organoquimiótrofos y viven en una amplia variedad de ambientes, tanto anaeróbicos como aeróbicos. Los hongos son importantes en la estabilización de las moléculas orgánicas más recalcitrantes (p.ej., en el compostaje). Las algas son fotoautótrofos, reciben su energía del sol y su carbono del CO_2. Usan clorofila de manera similar a las plantas y producen oxígeno. Hacen una gran labor en las lagunas de estabilización y maduración

Los virus son mucho más pequeños que las bacterias (20 a 300 nanómetros, es decir, 0,00002 a 0,0003 mm) y consisten de ARN o ADN dentro de una cápsula de proteína. Existen diferentes especies que infectan plantas, animales y bacterias. No pueden reproducirse sin sus víctimas y no son considerados generalmente seres vivos. En el MLF, son mayormente un riesgo patogénico para la salud.

3.3.4 Tratamiento aeróbico

Los ambientes aeróbicos cuentan con la presencia de oxígeno y los organismos aeróbicos dependen del oxígeno para su respiración. Los microorganismos pueden ser aeróbicos obligados o facultativos, lo que quiere decir que estos últimos también pueden sobrevivir en condiciones anaeróbicas. Los procesos aeróbicos más comunes en el tratamiento de aguas servidas incluyen lodos activados, reactores secuenciados discontinuos, filtros percoladores (trickling filters) y las lagunas facultativas o de maduración. Los procesos aeróbicos suceden en todo proceso sólido o líquido donde existe oxígeno, incluyendo los lechos de secado y el compostaje de LF.

Las fases de crecimiento aeróbico incluyen la oxidación y síntesis durante el crecimiento rápido y la respiración endógena en otros momentos. Durante la oxidación, se consume materia orgánica, se emite CO_2 y nuevas células son formadas (Ecuación 3.11).

Ecuación 3.11: Materia orgánica + O_2 + nutrientes → CO_2 + H_2O + $C_5H_7NO_2$ + otros productos

Donde $C_5H_7NO_2$ representa las nuevas células.

La respiración endógena corresponde a los periodos en que la materia orgánica está agotada y los microorganismos consumen reservas intracelulares para mantener su metabolismo (Ecuación 3.12).

Ecuación 3.12: $C_5H_7NO_2 + 5O_2 \rightarrow 5CO_2 + 2H_2O + NH_3$ + energía
(Es decir, células y oxígeno se convierten en dióxido de carbono, agua, amoniaco y energía.)

El contenido de oxígeno disuelto en los LF es muy limitado debido a la actividad microbiana que lo agota rápidamente y debido a la baja solubilidad del oxígeno en el agua. Para que los procesos permanezcan aeróbicos, dependen generalmente de la aeración o el mezclado físico, los cuales requieren de mucha energía y recursos.

3.3.5 Compostaje

El compostaje es un proceso controlado por medio del cual ocurre la descomposición biológica de la materia orgánica por acción de los mismos organismos que lo hacen naturalmente en el suelo. El producto final es un material oscuro, similar a humus, con muchos nutrientes y sirve para mejorar los suelos. Se define el humus como la porción estable de la materia orgánica del suelo, lo que queda después que la mayor parte de los residuos vegetales y animales se hayan descompuesto. Los mecanismos más importantes que regulan este proceso incluyen la oxidación de los compuestos orgánicos, la liberación e inmovilización de nutrientes y la síntesis microbiana de nuevos compuestos.

El compostaje termofílico es un proceso de tres fases. Durante la primera fase, las bacterias multiplican rápidamente al consumir los compuestos de fácil degradación (p.ej., azúcares, almidones, proteínas). La temperatura también aumenta debido a la alta tasa de crecimiento (y reacciones catabólicas exotérmicas) y el calor no avanza escapar tan rápidamente. En la segunda fase, se logran temperaturas termofílicas de 50 a 75 °C y las bacterias termofílicas se vuelven activas, descomponiendo aún más la materia orgánica. Durante esta fase, las altas temperaturas reducen los patógenos y matan a las semillas de plantas (p.ej., malezas). En la tercera fase, se cumple con la estabilización al agotar los sustratos fácilmente biodegradables, la actividad bacteriana disminuye y la temperatura se reduce. En esta última fase, las actinobacterias y los hongos continúan a degradar las moléculas más resistentes, como la celulosa y la lignina.

Se puede regular el proceso de compostaje por medio de la optimización de la proporción de carbono a nitrógeno (C:N), la humedad y el suministro de oxígeno. La óptima relación de C:N que ha sido observada empíricamente es entre 20 y 30, basado en las cantidades de carbono y nitrógeno que utilizan los microbios durante su crecimiento. Debe haber un equilibrio entre contar con suficiente carbono para síntesis de las células o la extracción de energía y contar con suficiente nitrógeno para la síntesis de aminoácidos, enzimas y ADN. Si la proporción C:N es menor a 20, habrá un exceso de nitrógeno, lo que se perderá luego de la mineralización debido a salida de nitratos en forma líquida o la evaporación de amoniaco. Si la proporción C:N es mayor a 30, el nitrógeno queda 'encerrado' en la materia orgánica y no está disponible a los microbios.

La humedad óptima es de un 40 a un 60 % en peso. El agua es vital para la actividad biológica y para el transporte de nutrientes a través de la pila de compostaje. Si la humedad es mayor a un 60 %, puede crear condiciones anaeróbicas que impedirían la actividad microbiana.

El espacio de poros libres en el compost debe ser mayor a un 20 % por volumen, con un contenido óptimo de oxígeno en el aire mayor a un 10 % para asegurar la descomposición aeróbica. Para lograr esto, es importante tener una mezcla de materiales de diferentes texturas para permitir el paso de oxígeno a través del montículo, asimismo es recomendable voltear el material periódicamente para introducir oxígeno y para redistribuir la materia orgánica que todavía no se descompone. Al virarlo e introducir aire, la temperatura se reduce, aunque pronto sube nuevamente con la aceleración de la actividad microbiana. Este proceso continúa hasta cumplir con la tercera fase del proceso de compostaje.

3.3.6 Tratamiento anaeróbico

Las condiciones anaeróbicas se caracterizan por la falta de oxígeno. La degradación anaeróbica sucede en cualquier parte del MLF donde el oxígeno está agotado, por ejemplo en lagunas anaeróbicas o facultativas de estabilización de desechos, en pozos sépticos y en tanques de sedimentación. La fermentación anaeróbica también puede aplicarse a propósito para el tratamiento de LF. Los digestores anaeróbicos estabilizan a los LF y tienen el beneficio adicional de producir biogás para la generación de energía. El biogás es una mezcla de metano (55 a 75 %) y dióxido de carbono (25 a 45 %; Arthur *et al.*, 2011). Debido a la naturaleza menos energéticamente favorable del metabolismo anaeróbico, la digestión anaeróbica produce mucho menos lodos (es decir, biomasa microbiana).

La digestión anaeróbica es un proceso complejo, caracterizado por hidrólisis, fermentación, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis. La hidrólisis es un proceso enzimático por medio del cual las partículas y los compuestos orgánicos más complejos son degradados y se vuelven más vulnerables a los procesos biológicos. Al mismo tiempo, los lípidos, proteínas y polisacáridos son convertidos en ácidos grasos, aminoácidos y monosacáridos. Durante la fermentación (o acidogénesis), los microbios acidogénicos digieren estos aún más hasta que sean sustratos propios para la metanogénesis (p.ej., H_2, CO_2, formiato, metanol, metilamina y acetato). En ese proceso, las moléculas orgánicas sirven tanto de donantes como receptores de electrones. Por lo tanto, las Arquea metanogénicas pueden caracterizarse como organoquimiótrofos (Figura 3.7). Durante la metanogénesis, un grupo de Arquea divide el acetato en metano y dióxido de carbono, mientras otro grupo lo hace a partir de hidrógeno y dióxido de carbono. El metanogénesis ocurre más fácilmente en temperaturas mesófilas y termófilas (Figura 3.8). Los procesos de metanogénesis son representados en las Ecuaciones 3.13, 3.14 y 3.15 (Madigan *et al.*, 2003).

Ecuación 3.13: $4H_2 + CO_2 \rightarrow CH_4 + 2H_2O$
(Es decir, las Arquea reciben hidrógeno y dióxido de carbono para producir metano y agua.)

Ecuación 3.14: $CH_3OH + H_2 \rightarrow CH_4 + H_2O$ (Metanol + hidrógeno → metano + agua)

Ecuación 3.15: $C_2H_3O_2^- + H_2O \rightarrow CH_4 + HCO_3^-$ (Acetato + agua → metano + bicarbonato)

Los microorganismos acidogénicos y metanogénicos tienen una relación sintrófica (es decir, "comen juntos", con el uno consumiendo el producto del otro). Los metanógenos ocupan el hidrógeno producido por los acidógenos, manteniendo así una presión parcial óptima para los acidógenos. De esta manera, la lenta tasa de crecimiento de los metanógenos resulta ser el paso limitante en el proceso. Si se reduce demasiado esta tasa, los ácidos grasos volátiles producidos por los acidógenos se acumulan en el reactor, disminuyendo el pH, e interrumpiendo aún más la actividad metanogénica. Cuando esto sucede, se dice que el digestor 'se ha vuelto agrio'. Debido a este equilibrio delicado en la relación entre microbios, es primordial asegurar una operación y un monitoreo sistemáticos, con el seguimiento del pH siendo el método más útil y conveniente. Los metanógenos son inhibidos fuertemente por la presencia de oxígeno, amoniaco libre, metales pesados o sulfuros.

3.3.7 Los ciclos de nitrógeno y fósforo

El ciclo biológico del nitrógeno tiene mucho que ver con el MLF, ya que los LF suelen contener grandes cantidades de nitrógeno en la forma de amoniaco. El nitrógeno también es un nutriente esencial a destinarse a los usos finales benéficos (p.ej., la agricultura) y, al mismo tiempo, es un gran contaminante que no debería ser descargado indiscriminadamente en el ambiente. Las formas inorgánicas de nitrógeno pueden ser aprovechadas por los microorganismos en su crecimiento. Una vez consumido, el nitrógeno queda inmovilizado y ya no está disponible a los otros microbios, por lo que está fijado en moléculas orgánicas, como componentes y estructuras de las células de los primeros (Figura 3.10). Luego, cuando los organismos mueren y su materia orgánica se descompone, el nitrógeno es mineralizado de nuevo y liberado en formas disponibles a los microbios. La mayoría del nitrógeno en los LF está en la forma de amoniaco que es liberado durante este proceso de hidrólisis.



Figura 3.9 Reactores de biogás en 2iE de Uagadugú, Burkina Faso (foto: Linda Strande).

Nitrificación

El nitrógeno en la forma de amoniaco que se libera a través de la mineralización puede oxidarse a nitrato mediante la nitrificación biológica, la cual es un proceso aeróbico y autótrofo. Ciertas bacterias oxidan el amoniaco a nitrito y enseguida otras bacterias específicas oxidan el nitrito a nitrato (Ecuaciones 3.16 y 3.17). Este es un proceso biológico muy sensible y, por lo tanto, es importante tomar en cuenta la concentración total de nitrógeno, la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), alcalinidad, pH, temperatura y el potencial por compuestos tóxicos en el diseño de sistemas que dependen de la nitrificación (Metcalf y Eddy, 2003). La temperatura óptima para la nitrificación es 28 °C y el proceso se vuelve muy ineficiente debajo de los 10 °C. El rango óptimo de pH es de 7,5 a 8,0, la tasa es moderada a 7,0 y el proceso se inhibe a menos de 6,8. Como la nitrificación es un proceso aeróbico, es necesario asegurar que la concentración de oxígeno disuelto sea mayor a 1 mg/L. Este proceso requiere 7,14 g de alcalinidad (como carbonato de calcio, $CaCO_3$) por cada gramo de nitrógeno (en la forma de amoniaco) que se convierte a nitrato (Metcalf y Eddy, 2003). Otra precaución es que concentraciones mayores a 100 mg/L de amoniaco libre (a un pH de 7) pueden inhibir el proceso de nitrificación (Metcalf y Eddy, 2003).

Ecuación 3.16: $2NH_4^+ + 3O_2 \xrightarrow{\text{Nitrosomonas}} 2NO_2^- + 4\,H^+ + 2H_2O$
(Amonio y oxígeno son convertidos por Nitrosomonas en nitrito, hidrógeno y agua.)

Ecuación3.17: $2NO_2^- + O_2 \xrightarrow{\text{Nitrobacter}} 2NO_3^-$ (Nitrito y oxígeno son convertidos en nitrato.)

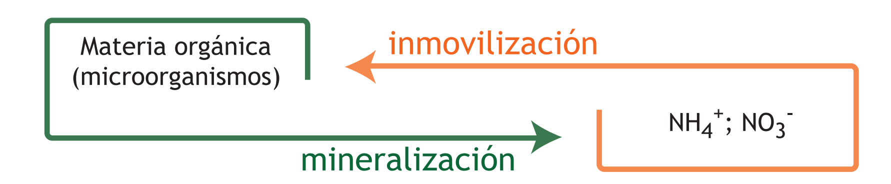


Figura 3.10 El proceso de mineralización e inmovilización del nitrógeno en el ambiente.

Desnitrificación

La eliminación biológica de nitrógeno ocurre en ambientes anóxicos, con la reducción de nitrato al gas nitrógeno que sale al aire. Los ambientes anóxicos cuentan con muy poco oxígeno y el nitrato es empleado como receptor de electrones. Concentraciones de oxígeno disuelto mayores a 0,1 o 0,5 mg/L inhiben este proceso anaeróbico y el rango óptimo de pH es de 7,0 a 8,0. El proceso es llevado a cabo por bacterias heterótrofas y autótrofas, muchas de las cuales pueden vivir en presencia de oxígeno cuando hay (es decir, son facultativamente aeróbicas). Durante este proceso, se emite una serie de productos gaseosos de óxidos nitrosos. La desnitrificación procede a través de varias combinaciones de diferentes formas intermedias (Ecuación 3.18).

Ecuación 3.18: $NO_3^- \rightarrow NO_2^- \rightarrow NO \rightarrow N_2O \rightarrow N_2$

Donde:
NO_3^- = nitrato
NO_2^- = nitrito
NO = óxido nítrico
N_2O = óxido nitroso
N_2 = gas de nitrógeno.

Al diseñar un sistema que incluye tanto la nitrificación como la desnitrificación, es importante asegurar que haya suficiente DBO para que ocurra la desnitrificación. Se requiere unos 4 g de DBO por cada gramo de nitrato a reducirse, aunque el cálculo puede ser más exacto (Metcalf y Eddy, 2003). Además, 3,57 g de alcalinidad (en la forma de $CaCO_3$) es recuperada durante la desnitrificación, lo que debería tomarse en cuenta al calcular la cantidad total de alcalinidad requerida para sistemas de nitrificación/desnitrificación. La desnitrificación puede ocurrir al mismo tiempo que la nitrificación en condiciones anaeróbicas, sin DBO, por acción de bacterias ANAMMOX (es decir, de la oxidación anaeróbica de amoniaco) que pueden oxidar NH_4^+ a N_2, empleando a NO_2^- como un receptor de electrón y que también se reduce a N_2.

El ciclo de fósforo

Así como el nitrógeno, el fósforo es un nutriente esencial que se puede recuperar para usos benéficos y es un gran contaminante cuando es vertido indiscriminadamente en el ambiente. El fósforo presente en LF está principalmente como fosfatos (moléculas que comprenden la forma ácida o básica del ácido ortofosfórico, H_3PO_4, o fosfato, PO_4^{3-}) o como fósforo fijado orgánicamente (p.ej., en ácidos nucleicos, fosfolípidos y proteínas fosforilados).

El destino del fósforo en los procesos de tratamiento depende de factores como sorción, precipitación, complejación, sedimentación, mineralización, pH, asimilación por parte de las plantas y el potencial de reducción-oxidación. Durante la degradación de materia orgánica, los fosfatos fijados son mineralizados y liberados. El fosfato que no se pierde por medio de emisión de gases o infiltración, como en el caso del nitrógeno, es en la forma inorgánica soluble adsorbida en los lodos. Durante los procesos de tratamiento biológico, casi un 10 o un 30 % del fósforo es consumido por los microbios. Este porcentaje puede incrementarse mediante la desfosfatación biológica o de la precipitación química con $FeCl_3$, $Al_2(SO_4)_3$ o $FeSO_4$, los cuales son utilizados en el tratamiento de aguas servidas. Una de las mayores salidas del fósforo del tratamiento de LF es en la forma de la vegetación cosechada en los lechos de secado con plantas.

3.3.8 Reducción de patógenos

En esta sección, se presentan los mecanismos que producen la mortandad biológica de los patógenos por factores físicos, biológicos y químicos. (Los tipos de patógenos que pueden estar presentes en los LF son detallados en el Capítulo 2.) Es importante entender todos estos mecanismos interrelacionados, a fin de asegurar que se logre una reducción adecuada de los patógenos durante el tratamiento de los LF. Estos mecanismos influyen en todos los procesos biológicos y tienen que ser tomados en cuenta para que los procesos de tratamiento funcionen según el diseño.

Temperatura

La mayoría de los patógenos son inactivados a temperaturas mayores a 60 °C, puesto que sus proteínas y ácidos nucleicos celulares se desnaturalizan. Esto se logra por medio de procesos como el co-compostaje termofílico (Figura 3.11) y el tratamiento con cal. A medida que sube la temperatura, la inactivación de los patógenos es más rápida.

Tiempo

La duración del tratamiento (p.ej., en lechos de secado con plantas) o de almacenamiento de los lodos tratados puede contribuir a la reducción de los patógenos, dado que solo pueden sobrevivir condiciones adversas durante un cierto tiempo. En las heces, la mayoría de las bacterias patógenas solo resisten entre una semana y dos meses. Por ejemplo, las especies de Salmonella sobreviven en promedio un periodo de 30 días y los coliformes fecales 50 días (Feachem *et al.*, 1983). Los huevos de helmintos, sin embargo, son muy persistentes y pueden mantener su viabilidad durante meses o años. El tiempo necesario de almacenamiento para la reducción de los patógenos también depende de la temperatura ambiental. Por ejemplo, Niwagaba (2009) recomienda almacenar a los LF hasta durante un año en una temperatura ambiental de 35 °C, o dos años a 20 °C. El almacenamiento en temperaturas menores a 10 °C no produce una inactivación adecuada (Weemaes y Verstraete, 2001).

Sorción

Los huevos de helmintos suelen sorberse o asentarse y así se separan junto con la fracción sólida en los tratamientos de LF. En los tanques de sedimentación y espesamiento, alrededor de un 50 % de los huevos de helmintos se asientan y se separan del agua (Heinss *et al.*, 1998). En la filtración que ocurre en los lechos de secado, la mayoría de los huevos de helmintos se quedan en la fracción sólida, como asimismo hacen el 90 % de las bacterias indicadoras (Pepper *et al.*, 2008). Sin embargo, las bacterias indicadoras no son necesariamente representativas de todos los diferentes patógenos (p.ej., virus, diferentes bacterias, quistes de amebas). Aunque la mayoría de los huevos de helmintos se separan con los sólidos, es necesario considerar el destino de todos los patógenos.



Figura 3.11 Operación de co-compostaje de lodos fecales y desechos orgánicos municipales a escala piloto en la ciudad de Bangalore, India (foto: Chris Zurbrügg).

Deshidratación

La evaporación que da lugar a la desecación reduce la actividad de los patógenos, dado que los microorganismos requieren agua para poder sobrevivir. La actividad acuosa se define como la proporción entre la presión de vapor de los LF dado y la presión de vapor del agua pura en las mismas condiciones de temperatura, etc. El agua pura presenta una actividad acuosa de 1 (por definición) y la mayoría de los patógenos no sobreviven actividades acuosas menores a 0,9, aunque algunos huevos y levaduras sobreviven condiciones mucho más secas (Carrington, 2001). Todas las tecnologías de separación del agua (p.ej., lechos de secado), por lo tanto, contribuyen a la mortandad de los patógenos, si el contenido de agua se reduce hasta el punto en que la desecación les afecte. El almacenamiento adicional también contribuye a la desinfección gracias a la prolongada reducción en la disponibilidad del agua.

Luz ultravioleta

La radiación solar ultravioleta (en el rango entre 300 y 400 nm) inactiva eficazmente los patógenos al desnaturalizar su ADN mediante reacciones fotoquímicas (Borrely *et al.*, 1998). Se ha demostrado que la luz UV desactiva ciertamente a los *E. coli* en lagunas de estabilización (Maïga *et al.*, 2009). Sin embargo, es importante recordar que esto funciona únicamente si los rayos de luz penetran los LF durante el tratamiento, lo que ocurre probablemente solo en la superficie debido al alto contenido de materia orgánica y turbidez que impide la penetración de la radiación UV.

pH

La mayoría de los microorganismos solo pueden sobrevivir y reproducirse en rangos respectivos de solo unos 2 a 3 unidades de pH en amplitud, según su especie, y muy pocos resisten un pH menor a 3 o mayor a 10. De esta manera, la agregación de químicos para el control de pH contribuye a la reducción de patógenos. Sin embargo, el pH puede alterar a los procesos de compostaje y digestión anaeróbica y, por lo tanto, es importante tomar en cuenta los pasos posteriores cuando se aplican cambios en el pH para reducir los patógenos.

3.4 MECANISMOS QUÍMICOS

Se pueden agregar ciertos químicos a los LF para mejorar el rendimiento de los mecanismos físicos (p.ej., añadir un polímero catiónico para incrementar la floculación y la eficiencia en la sedimentación) o para inactivar los patógenos y estabilizar los LF. El uso de estos puede aumentar considerablemente los costos de tratamiento y, por lo tanto, se debe evaluar cuidadosamente sus beneficios.

3.4.1 Estabilización alcalina

Los aditivos alcalinos, como la cal, pueden utilizarse para la estabilización de los LF, antes o después de la separación del agua (y, si es previo, se requieren otros aditivos adicionales). Se emplea la cal también para precipitar el fósforo de los flujos líquidos en EDAR y para ‘pulir’ los efluentes. Si se agrega tanta cal que el pH se eleva hasta 12, la actividad microbiana se paraliza, lo que reduce los olores provenientes de la putrefacción e inactiva a los patógenos. También hidroliza a los hidratos de carbono, proteínas y grasas, así como el amoniaco de los aminoácidos. Si se aplica la cal viva (CaO), esto también produce una reacción exotérmica que puede aumentar la temperatura hasta 60 °C (Andreasen, 2001) y de esta manera se incrementa la reducción de patógenos (incluyendo la inactivación de los huevos de helmintos). Además, se ha documentado que incrementa la eficiencia de la sedimentación. Sin embargo, después de la reacción inicial, el pH se reduce de nuevo, lo que requiere agregar cal en exceso. Cabe mencionar que las bacterias patógenas pueden volver a multiplicarse con el tiempo. Otras preocupaciones con este proceso incluyen el olor a amoniaco y la formación de placas de cal.

3.4.2 Tratamiento por amoniaco

El amoniaco acuoso desactiva eficientemente a los microorganismos, aunque los mecanismos exactos aún son poco conocidos. Posiblemente, el amoniaco desnaturaliza las proteínas, destruye el potencial de membrana o causa una rápida alcalinización del citoplasma que produce una pérdida crítica de potasio (Vinnerås, 2013). La inactivación de los virus se debe posiblemente a roturas en el ARN, pero los mecanismos de la mortandad de organismos mayores, como helmintos, son poco entendidos. La desinfección por amoniaco es muy eficaz en orina (Vinnerås *et al.*, 2008), lodos de EDAR (Pecson *et al.*, 2007) y compost (Adamtey *et al.*, 2009), pero las aplicaciones en LF están todavía en la fase de investigación.

Esta desactivación microbiana es causada por el amoniaco acuoso (NH_3) y no el ion de amonio (NH_4^+). El valor de pK_a para amoniaco es 9,25 (es decir, el pH en el cual 50 % es en la forma de NH_3 y 50 % es NH_4^+) y el porcentaje de NH_3, basado en el pH, puede determinarse mediante la Ecuación 3.19.

Ecuación 3.19: $$NH_3,\% = \frac{100}{1+[H^+]/K_a}$$

La concentración total de amoniaco acuoso también dependerá de la temperatura y la concentración total de nitrógeno amoniacal (es decir, $NH_3 + NH_4^+$). Para que sea eficaz la desinfección por amoniaco, el pH debe ser mayor a 8,5 (Vinnerås, 2013). El amoniaco puede agregarse como una solución acuosa de NH_3, o como urea ($CO(NH_2)_2$), que se transforma rápidamente a NH_3, por medio de un proceso enzimático. Este tratamiento debe llevarse a cabo en un espacio confinado para evitar la pérdida de amoniaco gaseoso. Actualmente, es necesario determinar empíricamente el tiempo requerido para inactivar cada especie de microbio que sea preocupante. Tanto que el pH se mantenga estable, el amoniaco acuoso permanecerá presente y el recrecimiento de los patógenos no ocurrirá (Vinnerås, 2013). Si los LF tratados de esta manera son aplicados en el suelo, al reducir el pH se liberará el amonio, que es un excelente fertilizante.

3.4.3 Coagulación y floculación

Las partículas coloidales que no se asientan por gravedad suelen llevar una carga negativa, la que les ayuda a mantenerse en solución. Existen aditivos para promover la coagulación y la floculación, que desestabilizan a estas partículas, lo que les permite entrar en contacto entre sí, formar aglutinaciones más grandes y asentarse, logrando así una mejor sedimentación. Se seleccionan a estos aditivos según las características de las partículas y su carga eléctrica superficial.

Por otro lado, se pueden lograr la coagulación y la floculación al agregar polímeros que forman puentes entre las partículas o al añadir iones determinantes del potencial (fuertes ácidos o bases) que reducen la carga eléctrica superficial total. Los polímeros pueden ser químicos naturales o sintéticos. Funcionan al formar un puente entre los extremos aniónicos y no iónicos del polímero y las partículas o al formar un puente con polímeros de alto peso molecular que se encuentran adsorbidos a las partículas.

3.4.4 Acondicionamiento químico

El acondicionamiento químico se basa en las mismas propiedades físicas que la coagulación y la floculación y puede realizarse antes de la separación física del agua (como se describió en la Sección 3.4.3 para realzar el rendimiento). Algunos aditivos comunes incluyen cloruro de hierro, cal, alumbre y polímeros orgánicos. La cal y las sales de hierro pueden incrementar el porcentaje de sólidos en los lodos secos (aumentando su bulto), mientras los polímeros no aumentan el total de sólidos. Para seleccionar el químico apropiado, es necesario tomar en cuenta los siguientes aspectos: edad de los lodos, pH, fuente, concentración de sólidos y alcalinidad. En general, se determina la dosis necesaria al realizar pruebas simples de sedimentación en frascos. La información existente sobre esta tecnología se refiere al tratamiento de los lodos producidos en EDAR y, para transferirla a los LF, es necesario generar información adicional por parte de los fabricantes e investigadores de laboratorio y de proyectos piloto.

3.4.5 Desinfección del efluente

No se detalla la desinfección de efluentes en este libro, puesto que no es una cuestión específica de los LF y es explicada ampliamente en la bibliografía sobre tratamiento de agua potable o servida. Los efluentes de tanques de sedimentación o lechos de secado requieren generalmente más tratamiento antes de su desinfección. La desinfección química no debería ser considerada un paso de 'pulido' para lograr una última reducción de patógenos y no es una de las principales formas de tratamiento de los LF. Es necesario tomar en cuenta el uso final del agua en el análisis del tratamiento adecuado y apropiado que debe recibir (Capítulo 10). La desinfección se refiere a una reducción de patógenos y no una eliminación total, lo que se llamaría esterilización. La formas químicas y físicas de desinfección incluyen la aplicación de cloro, ozono y luz ultravioleta, y el mismo fin puede lograrse de manera mecánica, con filtros o membranas.

La cloración es el método más ampliamente aplicado para la desinfección y el cloro puede agregarse en forma líquida o sólida. Los parámetros más importantes para el diseño incluyen el tiempo de contacto, concentración de cloro, cantidad de patógenos, temperatura y otros constituyentes del efluente (p.ej., carga orgánica restante). El cloro es tóxico para los microorganismos, puesto que tiene una alta capacidad de oxidación, lo que daña las membranas de las células. Este proceso de oxidación no se limita a los microbios, por lo tanto es importante analizar la carga total de sustancias orgánicas. La cloración no desinfecta eficazmente a los LF o a efluentes con un alto contenido de compuestos orgánicos, ya que el cloro se consume en la oxidación de estos otros constituyentes.

3.5 BIBLIOGRAFÍA

Adamtey N., Cofie O., Ofosu-Budu G.K., Danso S.K.A., Forster, D. (2009). Production and storage of N-enriched co-compost. Waste Management 29, p.2429-2436.

Arthur, R., Baidoo, M.F. (2011). Biogas generation from sewage in four public universities in Ghana: A solution to potential health risk. Biomass and Bioenergy 35(7), p.3086-3093.

Allen, R.G. (2000). Using the FAO-56 dual crop coefficient method over an irrigated region as part of an evapotranspiration intercomparison study. Journal of Hydrology 229 (1), p.27-41.

Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D., Smith, M. (1998). Crop evapotranspiration - Guidelines for computing crop water requirements. FAO Irrigation and Drainage Papers. FAO Irrigation and Drainage Paper 56, FAO, Roma, Italia.

Andreasen, P. (2001). Chemical stabilization. Sludge into Biosolids: Processing, Disposal, Utilization. Spinosa y P. A. Vesilind (eds.). IWA Publishing, Gran Bretaña.

Borrely, S.I., Cruz, A.C., Del Mastro, N.L., Sampa, M.H.O., Somessari, E.S. (1998). Radiation processing of sewage and sludge. A review. Progress in Nuclear Energy 33(1–2), p.3-21.

Carrington, E.G. (2001). Evaluation of sludge treatments for pathogen reduction – final report. E. Communities. Luxemburgo.

Feachem, R. G., Bradley, D. J. (1983). Sanitation and Disease – Health Aspects of Excreta and Wastewater Management. Washington, D.C, EE.UU, Banco Mundial.

Heinss, U., Larmie, S.A. (1998). Solid separation and pond systems for the systems for the treatment of faecal sludges in the tropics. EAWAG. Dübendorf, Suiza.

Huisman, L., Wood, W. E. (1974). Slow sand filtration (Vol. 16). Organización Mundial de la Salud, Ginebra, Suiza.

Kim Y., Parker W. (2008). A technical and economic evaluation of the pyrolysis of sewage sludge for the production of bio-oil. Bioresources Technology 99(5), p.1409-1416.

Kopp, J., Dichtl, N. (2001). Characterization. Sludge into Biosolids – Processing, Disposal, Utilization. L. Spinosa y P. A. Vesilind (eds.). IWA Publishing, Gran Bretaña.

Madigan, M.T., Martinko, J.M., Parker, J., Fernández, C.R., Pérez, M. S. (2004). Brock's microbiology. Pearson Education, Inc., New Jersey, EE.UU.

Mara, D. D. (1976). Sewage Treatment in Hot Climates. Wiley, London, Gran Bretaña.

Metcalf y Eddy (2003). Wastewater Engineering: treatment, disposal, reuse. Tchobanoglous, G., Burton, F.L. (eds.). McGraw-Hill Book Company, EE.UU.

Musy, A., Higy, C. (2004). Hydrologie, une science de la nature. Presses Polytechniques et Universitaires Romandes, Lausanne, Suiza.

Niwagaba, C.B. (2009). Treatment Technologies for Human faeces and Urine. PhD Thesis, Swedish University of Agricultural Science, Uppsala, Suecia.

Panuvatvanich, A., Koottatep, T., Koné, D. (2009). Influence of sand layer depth and percolate impounding regime on nitrogen transformation in vertical-flow constructed wetlands treating faecal sludge. Water Research 43(10), p.2623-2630.

Pecson, B.M., Barrios, J.A., Jimenez, B.E., Nelson, K.L. (2007). The effects of temperature, pH, and ammonia concentration on the inactivation of *Ascaris* eggs in sewage sludge. Water Research 41(13), p.2893-2902.

Pepper, I., Gerba, C., Gentry, T., Maier, R. (2008). Environmental Microbiology, Elsevier.

Spellman, F.R. (1997). Dewatering Biosolids. Technomic Publishing, Lancaster, EE.UU.

Stefanakis, A.I., Tsihrintzis, V. A. (2011). Dewatering mechanisms in pilot-scale Sludge Drying Reed Beds: Effect of design and operational parameters. Chemical Engineering Journal 172(1), p.430-443.

Uggetti, E., Argilaga, A., Ferrer, I., García, J. (2012). Dewatering model for optimal operation of sludge treatment wetlands. Water Research 46(2), p.335-344.

Vesilind, P.A. (2001). Introduction to stabilization. Sludge into Biosolids – Processing, Disposal and Utilization. L. Spinosa and P. A. Vesilind (eds.). IWA Publishing, Gran Bretaña.

Vinnerås, B., Nordin, A., Niwagaba, C., Nyberg, K. (2008). Inactivation of bacteria and viruses in human urine depending on temperature and dilution rate. Water Research 42(15), p.4067-4074.

Vinnerås, B. (2013). Sanitation and hygiene in manure management. En: Sommer, S.G., Jensen, L.S., Christensen, M.L., Schmidt, T. (eds.). Animal Waste – Recycling, Treatment and Management. Wiley-Blackwell, Oxford, Gran Bretaña (en imprenta).

Weemaes, M., Verstraete, W. (2001). Other treatment techniques. Sludge into Biosolids – Processing, Disposal, Utilization. L. Spinosa y P. A. Vesilind (eds.). IWA Publishing, Gran Bretaña.

Preguntas para el Estudio de este Capítulo

1. Nombre dos ejemplos, cada uno, de mecanismos físicos, químicos y biológicos.
   ¿Cuáles tratamientos aplican los mecanismos nombrados?
2. ¿El compostaje depende de mecanismos físicos, químicos o biológicos?
   Nombre tres condiciones necesarias para un compostaje eficiente.
3. ¿Cuáles mecanismos logran la reducción de patógenos?
   ¿En cuáles tecnologías de tratamiento se los aplican?

Capítulo 4

Métodos y Maneras de Recolectar y Transportar los Lodos Fecales

Georges Mikhael, David M. Robbins, James E. Ramsay y Mbaye Mbéguéré

Tecnología

Objetivos de aprendizaje

- Entender los aspectos sociales, procedimentales y técnicos de la recolección y transporte de los lodos fecales de estructuras descentralizadas de saneamiento, junto con la magnitud del problema.
- Conocer los tipos de equipos que pueden ser utilizados para vaciar las diversas estructuras descentralizadas de saneamiento.
- Concientizarse de los asuntos y variables en juego en el transporte de lodos fecales hasta una estación de tratamiento o transferencia.
- Saber qué es una estación de transferencia, cómo se opera y qué factores influyen sobre su ubicación.

4.1 INTRODUCCIÓN

Este capítulo presenta las mejores prácticas para la recolección y transporte de lodos fecales (LF) que son aplicables para una variedad de proveedores de servicio, desde personas independientes con triciclos de carga a grandes compañías con muchos vehículos (a veces cientos) para el transporte y que operan en ciudades densamente pobladas. Por estas razones, se presenta una diversidad de técnicas, desde métodos manuales básicos hasta el uso de sofisticados camiones aspiradores. Debido a la complejidad de las diferentes tecnologías descentralizadas, situaciones económicas y facilidades de acceso, muchos tipos de proveedores de servicio pueden encontrarse frecuentemente trabajando simultáneamente en la misma zona, incluso dentro de una misma compañía.

Las personas y compañías que recolectan y transportan LF desde tecnologías descentralizadas de saneamiento, como tanques sépticos y letrinas de pozo, rinden un valioso servicio para los barrios y ciudades donde trabajan (Figura 4.1). Ofrecen un eslabón crítico en la cadena de servicio que hace el acceso al saneamiento una realidad. Sin sus servicios, las instalaciones descentralizadas de saneamiento no funcionarían correctamente. Este capítulo aborda los aspectos técnicos y procedimentales de la recolección de LF de las tecnologías descentralizadas, su transporte al lugar de tratamiento y las maneras en que los proveedores de servicio logran realizar estas tareas.

El objetivo de este capítulo es resaltar los aspectos de un servicio de vaciado que sea ideal, profesional y seguro. Los proveedores eficientes dependen de personal capacitado, equipo funcional y procedimientos adecuados para llevar a cabo el trabajo con seguridad y un impacto mínimo sobre el ambiente. Las autoridades sanitarias promueven medidas como capacitación y certificación de los trabajadores y emisión de licencias para los vehículos de recolección. Los procedimientos deben ajustarse al contexto local, tomando en cuenta los objetivos globales.

4.2 TAREAS Y RESPONSABILIDADES

Las tareas y responsabilidades cotidianas de los recolectores y transportistas de LF incluyen las que realizan antes, durante y después del vaciado, siendo estas últimas el transporte de los LF a la estación de tratamiento. Como se explicará en el Capítulo 12, los proveedores de servicio pueden ser personas independientes, compañías de diferentes tamaños o municipalidades.

Varias tareas deben realizarse en el vaciado de las instalaciones descentralizadas de saneamiento:

- Conversar previamente con los clientes para arreglar la logística e informarles de los procedimientos;
- Informar de la tarifa estandarizada o negociar una tarifa, según el modelo de negocios;
- Encontrar las instalaciones que deben vaciarse;
- Determinar la accesibilidad al lugar;
- Abrir la estructura;
- Vaciar los LF;
- Evaluar la condición de la estructura;
- Cerrarla;
- Limpiar el área;
- Realizar una inspección final e informar a los clientes de cualquier novedad sobre la estructura.



Figura 4.1 Vaciado de los lodos fecales de un tanque séptico con un equipo aspirador. La seguridad ocupacional podría mejorarse con la provisión y uso adecuado de los equipos de protección personal. (foto: David M. Robbins).

Esta sección ofrece información más detallada sobre actividades que deben realizarse óptimamente antes del vaciado. La recolección y el transporte serán tratados en secciones posteriores.

4.2.1 Interacción con los clientes

El operador que viene para vaciar los LF es frecuentemente la única persona que interactúa con el cliente respecto a su estructura descentralizada de saneamiento. De esta manera, tiene la responsabilidad no solo de ejecutar las tareas debidamente, pero también conocer este tipo de saneamiento y contar con la capacidad de comunicar al cliente por qué el vaciado seguro de los LF es necesario y beneficioso para este último y su comunidad. Además, es el único miembro del equipo que observa la estructura de contención llena y luego vacía, a fin de evaluar si está funcionando correctamente e identificar necesidades de reparación o asuntos relacionados con su operación adecuada que podrían incrementar la vida útil de la estructura. Asimismo, puede ayudar a resolver problemas e informar a la comunidad del manejo de LF (MLF). Es una buena oportunidad para que los proveedores de servicio puedan colaborar con los gobiernos locales a difundir información, como folletos sobre el debido cuidado de los tanques sépticos o cómo mejorar a las letrinas.

Caso de Estudio 4.1 : Interacción con los clientes en la ciudad de Marikina, Filipinas

En la ciudad de Marikina, se lleva la interacción con los clientes varios pasos más adelante. El municipio y la empresa de agua armaron un programa muy organizado de vaciado de lodos fecales (LF) que visita a cada barrio, cada 5 años. Se asocian con los proveedores de servicio privados de la siguiente manera:

- Varios días antes del vaciado, envían una camioneta a perifonear con altoparlantes para avisar a los residentes del trabajo;
- Un día antes del vaciado, trabajadores municipales visitan a las casas y entregan folletos;
- Identifican los hogares que requieren ayuda para abrir sus tanques sépticos y entregan un listado de personas que lo pueden hacer a cambio de una pequeña tarifa; y
- El día del vaciado, están presentes para contestar preguntas, dirigir el tráfico y resolver problemas.

Como resultado, logran el cumplimiento de la ordenanza local de vaciado de LF en un 95 %.



Figura 4.2 Ejemplo del vaciado de lodos fecales en Dakar, Senegal, con la estructura de contención ubicada en un patio interno donde hizo falta la cooperación de los residentes para el acceso (foto: Linda Strande).

Los proveedores de servicio coordinan con los residentes del hogar para determinar la ubicación de la estructura a vaciar, para identificar sus tapas (si es que existen), para decidir dónde ubicar el equipo de vaciado y cualquier otro asunto pertinente. Muchas veces, los tanques están ubicados directamente debajo de la cocina o el baño y resulta necesario entrar en el hogar con el equipo de vaciado. Por lo tanto, es primordial mantener un ambiente de cooperación y comunicación con los residentes del hogar, lo que también contribuye a la eficiencia. La Figura 4.2 muestra un ejemplo de esto, en el cual se tuvo que ingresar a un patio interno de la casa para acceder a un tanque séptico.

Los proveedores de servicio deben procurar cumplir con las siguientes reglas generales al interactuar con los residentes del hogar:

- Ser educado y siempre pedir permiso explícito antes de realizar el servicio;
- Contestar las preguntas de la mejor manera posible y referir otras inquietudes a la autoridad correspondiente cuando sea necesario;
- Ser precavidos si se ingresa a los hogares con mangueras y otros equipos y hacer todo lo posible para evitar daños a los muebles, paredes y pisos;
- Comunicar cualquier acontecimiento, preferiblemente con un registro escrito del servicio y de cualquier novedad hallada; y
- Velar por la limpieza durante y después del servicio.

4.2.2 Ubicación del sistema a vaciar

Muchas veces, no es obvia la ubicación de la estructura de contención descentralizada que requiere ser vaciado. Por ejemplo, los tanques sépticos suelen ser enterrados y años después nadie sabe dónde están. Por otro lado, si se trata de un conjunto de letrinas, no es siempre claro para cuál del grupo esté contratado el servicio.

Los métodos para ubicar los tanques de contención sanitaria incluyen los siguientes:

- Preguntar al cliente;
- Buscar las tapas o losas de concreto (Figura 4.3);
- Ubicar cajas de revisión dentro o fuera de la casa. La dirección del tubo que sale de esta caja puede indicar la ubicación del tanque;
- Clavar una varilla de metal (p.ej., 1 cm de diámetro) suavemente en la tierra para tratar de sentir el tanque;
- Buscar depresiones en la tierra alrededor de la casa;
- Si la casa es elevada sobre postes, mirar debajo de ella para buscar tubos de aguas servidas o de ventilación que pueden estar enterradas y raspando alrededor de estos tubos se puede tal vez encontrar el tanque;
- Si la casa fue construida sobre un piso de cemento, golpear el piso suavemente con una barra de hierro en busca de sonidos 'huecos'.



Figura 4.3 Ejemplo de un tanque séptico con la tapa bien diseñada para fácil acceso, en la provincia Vung Tau de Vietnam (foto: Linda Strande).

Tecnología

4.2.3 Determinación de su accesibilidad

El primer paso para determinar la accesibilidad de tanques sépticos o letrinas de pozo es averiguar si el mismo sitio es accesible y luego evaluar si cada compartimento de la estructura puede ser accedido por el servicio de vaciado de los LF. Los siguientes factores determinan la accesibilidad de un sitio:

Amplitud de la vía

- Si se utiliza un camión, los caminos deben ser suficientemente anchos para el paso del camión u otros equipos de vaciado de los LF.

Acceso al sitio

- ¿Es necesario cruzar la propiedad de otro vecino para alcanzar la estructura?
- ¿Hay complicaciones por el clima, como caminos que se vuelven muy lodosos cuando llueve o riachuelos que no se pueden cruzar cuando están crecidos?

Ubicación del sitio

- Si se utiliza un camión o una carretón, ¿pueden estos acercarse lo suficiente?
- ¿Está suficientemente cerca de una estación de tratamiento de LF (ETLF) para permitir el transporte?

Las siguientes preguntas adicionales pueden ayudar al proveedor de servicio a determinar si una estructura es accesible para ser vaciado:

- ¿Se puede abrir lo suficiente para introducir el equipo de vaciado de lodos (p.ej., una manguera)?
- ¿Existen tapas que se pueden abrir para cada compartimento?
- ¿Es necesario abrir nuevos huecos? ¿Los clientes están de acuerdo con este servicio?
- ¿Se tendrá que reconstruir losas, pisos o tapas después del vaciado?
- ¿Se derrumbará el pozo al vaciarlo?

4.2.4 Herramientas del oficio

El proceso de vaciado de LF requiere que el proveedor de servicio tenga acceso a ciertas herramientas y que estas sean utilizadas y mantenidas debidamente. (La Figura 4.4 demuestra un ejemplo de mantenimiento inadecuado). Las herramientas específicas varían según la tecnología aplicada y su disponibilidad en el mercado local.

Las herramientas utilizadas por todos los que trabajan en este campo incluyen las siguientes:

- Palas, palancas y varillas para ubicar tanques y accesos;
- Destornilladores y otras herramientas similares para abrir accesos y tapas;
- Palas de mango largo y baldes, que pueden ser necesarios para retirar algunos sólidos que no saldrían de otra manera;
- Ganchos para sacar desechos no biodegradables (basura);
- Mangueras para bombear los LF y para agregar agua cuando hace falta; y
- Equipo de seguridad
    - o Bloques de madera para prevenir el movimiento del vehículo parqueado;
    - o Equipo de protección personal, como cascos, máscaras, gafas, botas y guantes;
    - o Desinfectantes, barreras, material absorbente y bolsas plásticas para limpiar los LF que se hayan regado.

Los empleados de las compañías de recolección y transporte deben ser responsables de mantener las herramientas y otros equipos en buen estado. Además, deben informar a sus superiores de las reparaciones que sean necesarias.



Figura 4.4 Las mangueras y sus accesorios requieren frecuente atención y reparación para mantenerles funcionando debidamente. Esta foto muestra un caso de mantenimiento inadecuado, con fugas de LF que salen de roturas en una manguera (foto: David M. Robbins).

4.3 PROPIEDADES DE LOS LODOS FECALES RESPECTO A SU RECOLECCIÓN Y TRANSPORTE

Los LF pueden ser retirados de tanques sépticos y letrinas por medio de técnicas manuales y mecanizadas con herramientas manuales, camiones tanqueros aspiradores, sistemas de bombeo o tornillos sinfín (husillos). El método específico que se utiliza depende del tipo de estructura descentralizada, de la accesibilidad del sitio, de lo que dispone el proveedor de servicio y de su grado de experiencia.

Es necesario conocer las propiedades de los LF para poder entender los desafíos a enfrentarse en su recolección y transporte. Estas propiedades son influenciadas por contenido de agua, tiempo de retención, presencia de materiales no biodegradables y contenido orgánico. Por ejemplo, en una letrina de pozo, los LF depositados recientemente, que se encuentran encima, tienen generalmente mayores concentraciones de agua y sustancias orgánicas que en las capas más profundas y consecuentemente menor densidad (Buckley, *et al.*, 2008). Por lo tanto, la parte superior es menos viscosa y más fácil de recolectar. La escasez de agua y sustancias orgánicas en las capas más profundas, antiguas y digeridas dificulta su recolección y estos LF son llamados frecuentemente 'lodos espesos'. Dependiendo del método de recolección, muchas veces hace falta agregar agua para poder bombear este material. Esto sugiere que el tiempo de retención podría ser un buen indicador de la facilidad de recolección de LF. (Hay más detalle sobre las características de LF en el Capítulo 2.)

4.4 RECOLECCIÓN MANUAL

Los proveedores de servicio que usan métodos manuales de recolección son generalmente de comunidades de bajos ingresos que viven en asentamientos informales. Muchas veces reciben apodos despectivos, como carroñeros, vyura (hombres rana en Swahili), baye pelle (hombres de la pala) o kaka bailers (achicadores de caca). En algunas regiones, pertenecen a grupos marginalizados, como los Dalit (intocables) de India. Sin importar las maneras en que los prejuicios sociales se manifiestan, estos proveedores de servicio son estigmatizados frecuentemente dentro de sus familias y comunidades, debido a la naturaleza de su trabajo.

La recolección manual de LF se divide en dos categorías: 'inodoros con recipientes especiales para las heces' y 'sacar por baldes'. Estos métodos pueden ser practicados con seguridad, si los operadores realizan sus tareas con equipos correctos y los siguientes procedimientos apropiados. Por ejemplo, no es seguro entrar físicamente en los pozos, como se hace actualmente en varios países de África Subsahariana o el sur y sudeste de Asia. También se debe evitar totalmente el vertido de los LF directamente en el ambiente y, más bien, descargarlos en estaciones de tratamiento o transferencia.

Los gobiernos locales y nacionales, como los de Ghana y Bangladesh, están comenzando a identificar y prohibir las prácticas antihigiénicas e inseguras aplicadas en la recolección manual de LF. También pueden ayudar a promover la recolección higiénica de LF al difundir buenas prácticas, imponer restricciones sobre prácticas inseguras y dar incentivos, como capacitaciones y entrega de licencias. La formalización del sector informal a través de capacitación y licencias impulsará la demanda para servicios mejorados, mejorará la higiene y fomentará el desarrollo de negocios y la creación de fuentes de empleo.

4.4.1 Inodoros con recipientes especiales para las heces

Un ejemplo de esta contención en recipientes intercambiables es el "Uniloo" (Figura 4.5), tecnología innovadora diseñada para una recolección manual higiénica. Este sistema consiste en un inodoro móvil, modular y con separador de orina, que tiene un recipiente reemplazable y sellable para las heces (IDEO, 2012). Con capacidad para 20 litros de excremento, el "Uniloo" aísla tanto a los usuarios como a los recolectores del contacto directo con los LF. Los recolectores sacan y sellan periódicamente el recipiente lleno y lo reemplazan con otro vacío y lavado. Los recipientes llenos son transportados económicamente hasta una estación de tratamiento o transferencia, donde el personal capacitado los vacía, con todas las medidas de protección del caso.

4.4.2 Sacar en baldes

El método de sacar por baldes consiste en le recolección de LF de los pozos con recipientes y palas, ambos con mangas largas. Los baldes llenos son halados hasta el nivel de la tierra, donde son vaciados en tanques adaptados a carretones que luego son llevados a una estación de tratamiento o transferencia.

4.5 RECOLECCIÓN MECÁNICA MANUAL

Innovaciones recientes en el desarrollo de aparatos mecánicos operados por fuerza humana están apoyando a los proveedores de servicio a recolectar los LF de manera más rápida, segura y eficiente. Esta sección describe cuatro de estos aparatos que son de mayor aplicación: el "Tragón" (Gulper), bombas manuales de diafragma, el "Mordiscón" (Nibbler) y el MAPET.

4.5.1 El "Tragón" de lodos (Gulper)

Este aparato (Figura 4.6) fue desarrollado en 2007 por la Escuela Londinense de Higiene y Medicina Tropical (LSHTM). Es una bomba económica de desplazamiento positivo, operada manualmente bajo los mismos fundamentos de las bombas de agua de acción directa.

El Tragón tiene un diseño sencillo que se presta para ser construido con materiales de fácil acceso y técnicas de fabricación que son comunes en los países de bajos ingresos. Consiste en un tubo de PVC con dos válvulas tipo mariposa hechas de acero inoxidable en su interior. Una válvula, 'la del pie', queda fijada en el extremo inferior del tubo y la segunda, 'la del émbolo', está conectada al mango en forma de T por medio de una barra. Al mover el mango arriba y abajo, las dos válvulas se abren y se cierren, una luego de la otra, y los LF suben a lo largo del tubo hasta el pico de salida (que se inclina hacia abajo) en la parte superior. Una malla que cubre al extremo inferior impide el ingreso de desechos no biodegradables que de otra manera atascarían la bomba.



Figura 4.5 El cartucho para recibir las heces en el 'Uniloo' fue desarrollado por la compañía Unilever, la fundación Water and Sanitation for the Urban Poor (WSUP) y la compañía IDEO en el país de Ghana (foto: Nyani Quarmyne).

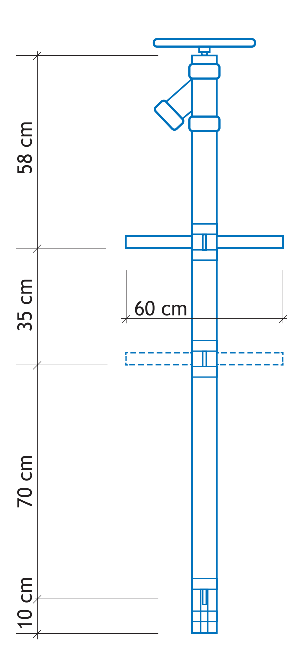


Figura 4.6 Esquema del "Tragón "(Gulper; Tilley *et al.*, 2014).

Desde el inicio de su desarrollo, el diseño del Tragón se ha modificado varias veces para que sea más amigable para el usuario y mejor adaptado a las condiciones locales. Se ha probado un variante con el mango en forma de palanca para facilitar el bombeo y otro con su longitud ajustable a la profundidad del pozo. Otras bombas basadas en principios similares incluyen la "Bomba para los Pobres" (Poor Pump) y la "Bomba Manual para Desfangado" (Manual Desludging Hand Pump, MDHP).

El Tragón funciona bien con los lodos menos viscosos y puede bombear a una tasa de aproximadamente 30 L/minuto. La profundidad desde donde se puede bombear es fija para cada unidad del Tragón.

Dependiendo del diseño y materiales exactos, el costo de inversión de un Tragón puede variar entre 40 y 1.400 dólares estadounidenses (Boot, 2007; Godfrey, 2012; Still y Foxon, 2012).

Algunos desafíos reportados por los desarrolladores y usuarios del Tragón incluyen:

- Dificultad para ubicar y operar la bomba en letrinas con pequeñas cabinas (Godfrey, 2012);
- Atascos causados por desechos no biodegradables;
- Rotura del tubo de PVC después de mucho uso; y
- Salpicado de LF durante el bombeo (Godfrey, 2012);

De los sistemas de recolección manual presentados en esta sección, el Tragón ha sido aceptado por el mayor número de proveedores de servicio en África y Asia. Sin embargo, todavía no se han reportado casos de proveedores de servicio que se enteren y produzcan esta bomba sin la intervención de organizaciones externas (p.ej., financiamiento, capacitación, apoyo técnico).

4.5.2 Bombas manuales de diafragma

Estas son bombas sencillas y económicas, capaces de extraer LF de baja viscosidad y que contengan pocos desechos no biodegradables (Figura 4.7). Consisten generalmente en un disco rígido con una membrana flexible de caucho (diafragma) fijada encima. Un sello hermético entre el disco y el diafragma forma una cavidad. Para operar la bomba, se empuja y hala alternadamente al diafragma (generalmente por medio de una palanca) para expandir y comprimir el espacio interior, de manera algo similar a la acción de aplicar un émbolo de caucho para destapar un inodoro con arrastre de agua. El extremo del tubo que se pone en el pozo tiene una malla para prevenir el ingreso de desechos inorgánicos y una válvula unidireccional para impedir el regreso de los LF. Otra válvula similar se encuentra después de la diafragma, por la misma razón.



Figura 4.7 Operación de una bomba manual de diafragma en Bangladesh (foto: Georges Mikhael).

Aunque estas bombas son suficientemente livianas para ser cargadas por una o dos personas, a veces se les coloca ruedas para facilitar su transporte. El costo de inversión puede variar de 300 a 850 dólares estadounidenses, según el modelo.

Se han reportado los siguientes desafíos con esta tecnología:

- Taponamiento cuando ingresan desechos no biodegradables;
- Dificultades en mantener hermético el sello del diafragma, lo que resulta en el ingreso de aire y bajo rendimiento;
- Formación de grietas en el diafragma de caucho (Muller y Rijnsburger, 1992); y
- Dificultad para obtener o fabricar estas bombas y los repuestos respectivos.

4.5.3 El "Mordiscón" (Nibbler)

Esta bomba continua, de movimiento circular y de desplazamiento de los LF fue desarrollada por LSHTM casi al mismo tiempo que el Tragón. Es capaz de recolectar LF de mediana viscosidad a través de vueltas continuas de una cadena de rodillos, encerrada dentro de un tubo de PVC. El tubo puede insertarse en el acceso a la estructura de contención, sin necesidad de romperla.

La cadena es impulsada al girar manualmente una doble manivela y piñón situados en la parte superior del tubo. Discos metálicos semicirculares conectados ligera y horizontalmente a la cadena a intervalos regulares sacan los LF en la parte inferior del pozo y los desplazan hacia arriba. Una vez en la parte superior del tubo, los LF son raspados de los discos hacia un conector en forma de Y, que guía los LF al recipiente que se utiliza para su transporte. Una placa vertical que abarca toda la longitud del tubo divide los carriles ascendente y descendente de la cadena y los discos. Debido a un limitado éxito durante los ensayos, el desarrollo del Mordiscón fue suspendido.

4.5.4 MAPET

En Tanzania durante 1992, la organización WASTE desarrolló y probó un sistema de aspiradora que funcione con la fuerza humana para la recolección de LF y lo llamaron la "Tecnología Manual para Vaciado de Pozos" (en inglés, Manual Pit Emptying Technology, MAPET). De las tecnologías manuales en este capítulo, el MAPET es, a la vez, la más antigua y la más técnicamente avanzada. Tiene dos componentes separados, cada uno puesto en su propio carrito manual: una bomba y un tanque de vacío de 200 litros.

Desde el punto de vista técnico, las pruebas demostraron que el MAPET funciona bien y puede bombear LF desde una profundidad de hasta 3 metros a una tasa de 10 a 40 L/minuto, según su profundidad y viscosidad (Brikké y Bredo, 2003), Las pruebas también concluyeron que WASTE superó la mayoría de los desafíos técnicos que desde un inicio se debían atender. Sin embargo, 8 años después de su introducción, solo uno de los ocho MAPETS en Tanzania era todavía funcional y, luego de 13 años, ninguno (BPD, 2005). Las razones por esta falta de sostenibilidad a largo plazo incluyen:

- Terminación del apoyo institucional, del cual los proveedores de servicio se habían vuelto muy dependientes;
- Dependencia de la importación de un repuesto clave (un aro de pistón de cuero) que no se podría abastecer localmente; y
- La dificultad para los proveedores de servicio en recuperar los costos de transporte y mantenimiento con las tarifas del vaciado (WASTE Consultants, 1993).

4.5.5 Una comparación de estos equipos

La Tabla 4.1 resume la experiencia que ha habido con estos cuatro equipos manuales.

Tecnología

Tabla 4.1 Tabla de comparación entre algunos equipos manuales de recolección de LF

Equipo	Rendimiento	Costos de inversión y operación ($ EE.UU.)	Desafíos
Tragón (Gulper)	• Adecuado para bombear LF de baja viscosidad • Tasa promedio de flujo de 30 L/min • Altura máxima del bombeo depende del diseño exacto	• Costo de Inversión: 40 a 1.400 (según el diseño exacto) • Costo de operación: desconocido	• Dificultad para acceder a letrinas con casitas pequeñas • Atascos por desechos inorgánicos • El tubo de PVC es vulnerable a romperse • Salpicado de LF entre el pico de la bomba y el recipiente
Bomba manual de diafragma	• Adecuado para bombear LF poco viscosos • Tasa máxima de flujo: 100 L/min • Altura máxima de bombeo 3,5 a 4,5 m	• Inversión: 300 a 850 (según el modelo y fabricante) • Operación: desconocido	• Atascos por desechos inorgánicos • Difícil de sellar, lo que resulta en ingreso de aire • Difícil abastecerse de bombas y repuestos
Mordiscón (Nibbler)	• Puede ser más adecuado para LF viscosos	• Inv.: desconocido • Operación: desconocido	• Puede no ser adecuado para LF secos, con muchos desechos inorgánicos
MAPET	• Tasas máximas de flujo entre 10 y 40 L/min, según la viscosidad y la altura • Altura máxima de bombeo: 3 m	• Inversión: 3.000 (en 1992) • Operación: 175/ año (solo costos de mantenimiento en 1992)	• Requiere fuerte apoyo institucional a los proveedores • Se depende de la importación de un repuesto clave • Es difícil recuperar los costos con las tarifas de vaciado

4.6 RECOLECCIÓN MOTORIZADA

Las tecnologías completamente mecanizadas son operadas con electricidad o combustible. Pueden ser montadas encima de marcos o carritos para incrementar su movilidad y para transportar mayores cantidades a mayores distancias. Esta sección presenta una variedad de equipos mecanizados que están ampliamente disponibles, como bombas mecanizados con diafragma, bombas trituradoras de desperdicios y algunos tipos de aspiradoras montadas sobre vehículos. También se detallan equipos menos comunes, que se encuentran en fases tempranas de desarrollo (como husillos motorizados) o que ya no se desarrollan (como el "Comelón").

4.6.1 Bombas motorizadas de diafragma

Estas funcionan de la misma manera que las ya descritas bombas manuales de diafragma, solo que son operadas con motores. Existen muchos tipos y marcas comerciales diferentes, para muchas aplicaciones y solo una de estas es el bombeo de LF. Aunque pueden ser operados con electricidad, aire comprimido o hidráulicamente, el tipo más común tiene un motor de gasolina o diésel. En general, se les coloca sobre un marco o carrito para mejor movilidad.

El rendimiento de los modelos con motores de gasolina o diésel varían según su tamaño y modelo. Son generalmente más aptos para bombear LF y pueden lidiar con algunas partículas grandes (MSF, 2010). Una bomba normal, con manguera de 3 pulgadas diámetro, puede bombear partículas hasta de 60 mm, con una tasa de flujo máxima de 300 a 330 L/min y una altura máxima de 15 m.

Unas bombas motorizadas de diafragma fueron utilizadas para vaciar letrinas tipo 'VIP' en Sudáfrica, pero se atascaban frecuentemente con desechos inorgánicos grandes que estuvieron presentes en los LF (O'Riordan, 2009). Otra limitación en los países de bajos ingresos fue la falta de acceso a repuestos.

Una bomba motorizada de diafragma con una manguera de 3 pulgadas (75 mm) diámetro cuesta alrededor de 2.000 dólares estadounidenses.

4.6.2 Bombas trituradoras de desperdicios

Las bombas trituradoras de desperdicios ('trash pumps' en inglés) funcionan de forma similar a las bombas centrífugas impulsoras de agua, con ciertas características diferentes. El impulsor tiene generalmente menos cuchillas sólidas, a veces con filos cortantes para despedazar los sólidos que estén presentes en el líquido. La carrocería de la bomba suele ser fácil de abrir para desatascarla cuando sea necesario (MSF, 2010).

Estas bombas son adecuadas para LF con alto contenido de agua. Así como el caso de las bombas motorizadas de diafragma, el rendimiento depende del tamaño y el modelo. Las de 3 pulgadas pueden recibir partículas sólidas que miden hasta 20 o 30 mm, sus tasas máximas de flujo son de unos 1.200 L/min y pueden bombear hasta una altura de unos 25 o 30 m. Su precio de compra es alrededor de 1.800 dólares estadounidenses.

4.6.3 El tornillo sinfín motorizado

Los tornillos sinfín o husillos (con siglas en inglés SAS) se basan en el tornillo de Arquímedes. Algunas pruebas con husillos manuales determinaron que eran demasiado lentos para funcionar bien (Still y O'Riordan, 2012). Están desarrollándose actualmente algunos prototipos, con ciertos aspectos replicados de los tornillos sinfín comerciales para abrir agujeros en la tierra. Consisten en un tornillo ubicado en un tubo plástico y que se extiende unos 5 a 15 cm del extremo inferior del tubo, con un motor eléctrico en la parte superior para hacer girar al tornillo (Figura 4.8).

Para operarlo, se le coloca en los LF y al girar el tornillo sus cuchillas en la parte inferior reciben los LF y los alzan a través del tubo. En la parte superior, el pico de salida se inclina hacia abajo para descargar los LF en un recipiente. El aparato pesa unos 20 a 40 kg y puede ser operado por una sola persona. Las tasas de flujo están estimadas entre 40 y 50 L/min y estas bombas pueden ser adecuadas para LF con alta viscosidad y hasta semisólidos.



Figura 4.8 Tornillo sinfín motorizado en Sudáfrica (foto: David M. Robbins).

Son capaces de recibir pequeñas cantidades de desechos inorgánicos (de los Reyes, 2012) y nuevos prototipos incorporan una marcha de retroceso para desatrancar más fácilmente los desechos inorgánicos grandes. Se ha reportado que la construcción de uno de los prototipos cuesta unos 700 dólares y no hay datos sobre sus costos operativos.

Algunos de los desafíos para la aplicación de husillos motorizados incluyen los siguientes (Still y O'Riordan, 2012; Still y Foxon, 2012):

- Un proceso complicado de vaciado, debido a la rigidez y la longitud fija del aparato;
- Baja funcionalidad con lodos relativamente secos o que contienen grandes cantidades de desechos inorgánicos;
- Dificultades con la limpieza posterior del aparato; y
- Dificultades para maniobrarlo por su peso y tamaño.

4.6.4 El "Comelón" ("Gobbler")

Este aparato fue desarrollado en 2009 por la Comisión de Investigación Hídrica (WRC) de Sudáfrica, como una versión más robusta y eficiente del mencionado Mordiscón ("Nibbler"). Se basa en los mismos principios operativos, con la adición de un motor eléctrico que da movimiento a una cadena más gruesa. También se reemplazaron los discos metálicos del Mordiscón con cucharones metálicos para alzar los LF y se aumentó un raspador para vaciar los cucharones en el punto de la descarga (Still y O'Riordan, 2012).

Durante las pruebas, hubo problemas con lodos que impidieron el libre movimiento de los eslabones de la cadena (Still y O'Riordan, 2012; Still y Foxon, 2012). Otros inconvenientes en su construcción y operación incluyeron (Still y O'Riordan, 2012):

- Fabricación compleja que requiere un alto número de piezas;
- Dificultad para transportar y ubicar la bomba por su gran peso;
- Dificultad para vaciar estructuras de contención de diferentes profundidades, ya que su longitud no era ajustable.

El costo estimado del prototipo del Comelón fue aproximadamente 1.200 dólares. Igual que el Mordiscón, no se le invirtieron más esfuerzos para su desarrollo, debido a los problemas experimentados (Still y Foxon, 2012).

4.6.5 Equipos aspiradores sobre camiones

Los sistemas de bombeo que utilizan aspiradoras han resultado muy funcionales para vaciar los LF de las estructuras descentralizadas de contención. Estas bombas al vacío pueden ser montadas sobre camiones o remolques reforzados, carretones más livianos e incluso carritos manuales para recibir cantidades menores en asentamientos urbanos densamente poblados donde no pueden ingresar los camiones grandes. Estas bombas funcionan frecuentemente a partir del mismo motor del camión, aunque también pueden tener sus propios motores. Existe una gran variedad de tamaños y modelos para adaptar a distintas situaciones, generalmente con volúmenes entre 200 y 16.000 litros. A continuación, se describen los diferentes tipos de sistemas que funcionan al vacío.

Camiones aspiradores convencionales

Estas bombas al vacío se dimensionan según la distancia, la altura y el volumen del bombeo, además del volumen del tanque. Al diseñar estos sistemas de recolección y transporte, se debe consultar con los fabricantes nacionales para determinar los tipos de equipos que están disponibles. También se debe verificar bien sus especificaciones para asegurar que el camión sea adecuado para la tarea.

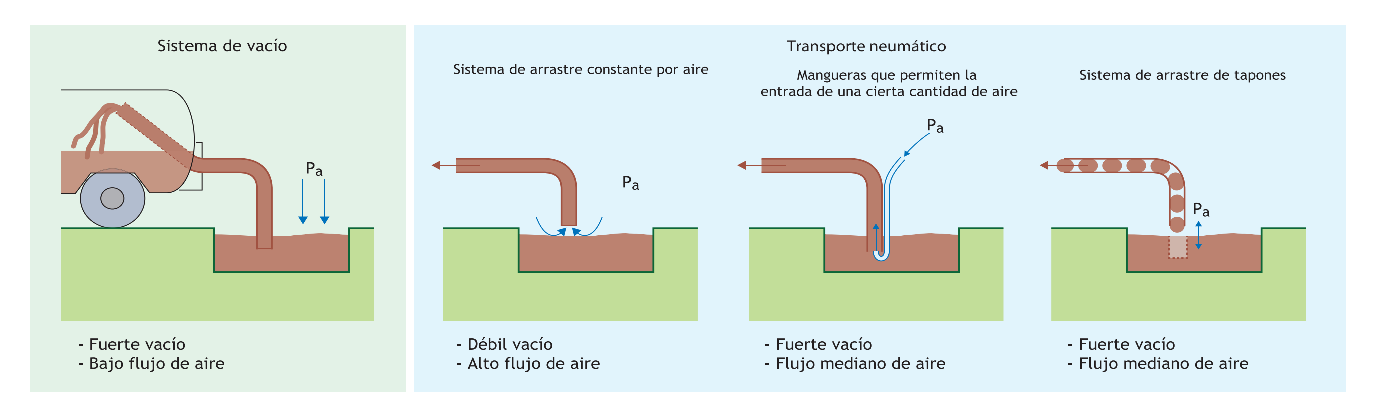


Figura 4.9 Cuatro tipos de técnicas para aspirar los lodos (adaptado de Böesch y Schertenleib, 1985)

El volumen de los camiones utilizados para recolección de LF varía generalmente entre 1.000 y 5.500 litros. Los proveedores de servicio deben analizar varios factores en su selección de un camión aspirador, incluyendo los siguientes:

- Volumen normal de los tanques y pozos a ser vaciados;
- Ancho normal de los caminos;
- Peso máximo que resisten los caminos;
- Distancia hasta la estación de tratamiento de LF (ETLF);
- Modelos que existen en el mercado nacional;
- Presupuesto; y
- El grado de destreza de los operadores.

Los tanqueros aspiradores convencionales suelen contar con una bomba relativamente económica de paletas deslizantes y poco volumen o con una bomba de anillo líquido, la cual es más cara. La primera es más apropiada para tanqueros aspiradores de baja capacidad, que aplican técnicas con fuerte vacío y bajo flujo de aire para recolectar los lodos. Estas técnicas de transporte al vacío funcionan mejor con LF poco viscosos, como los de tanques sépticos (Böesch y Schertenleib, 1985).

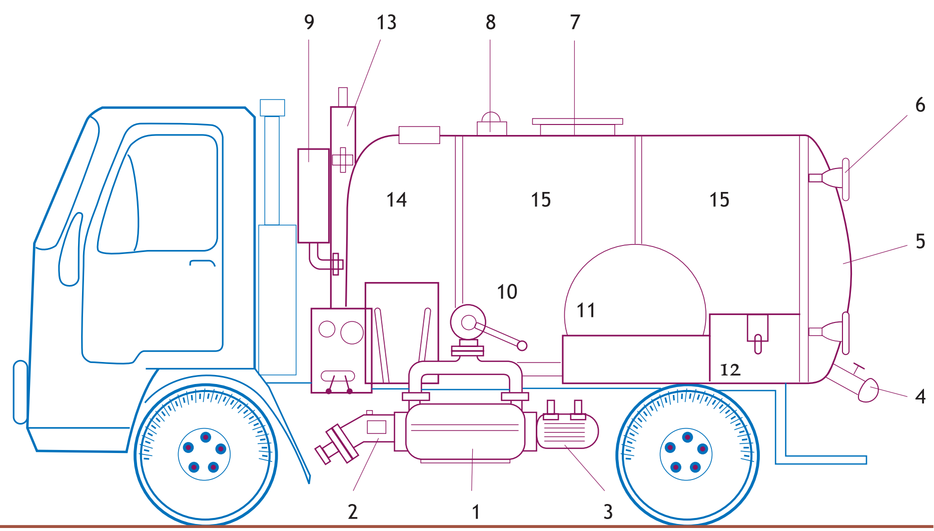
Las bombas de anillo líquido son más apropiadas para tanques de gran capacidad y el uso de las técnicas de transporte neumático. La Figura 4.9 indica tres de estas técnicas, a saber, arrastre constante por aire, ingreso de aire y arrastre de tapones. Son más adecuadas para LF más viscosos, como los que se encuentra en los fondos de tanques sépticos y letrinas.

Algunos camiones aspiradores convencionales también están habilitados con ciertas capacidades para la separación del agua, para reducir el volumen y el peso que se debe transportar y así incrementar su eficiencia. Para esto, hace falta descargar estas aguas servidas, generalmente en un alcantarillado para que luego reciban su debido tratamiento. La desventaja de este sistema más complejo es que requiere mejor capacitación de los operadores y también un mayor número de repuestos especializados.

El BREVAC

En 1983, el Centro Internacional de Referencia para la Disposición de Desechos (IRCWD, por sus siglas en inglés) realizó pruebas en Botswana, con diferentes camiones aspiradores convencionales y especializados, juntos con equipos mecánicos de recolección. Uno de los camiones especializados que examinaron fue el BREVAC (Figura 4.10), que había sido desarrollado por el Establecimiento de Investigación sobre la Construcción (BRE, por sus siglas en inglés).

Este equipo fue diseñado para transportar un tanque con dos compartimientos: uno de 4,3 m^3 para LF y otro de 1 m^3 para transportar líquidos (p.ej., agua) (Böesch y Schertenleib, 1985). Tiene una bomba de vacío de



1 Bomba de vacío con anillo líquido
2 Motor hidráulico
3 Bomba para el servicio de líquidos (p.ej., agua)
4 Válvulas de succión y descarga
5 Puerta posterior que abre sobre bisagras
6 Rueda para asegurar la puerta manualmente
7 Escotilla (puertita de revisión)
8 Válvula de seguridad frente a la presión
9 Separador de agua para la descarga de aire
10 Válvula para el control de carga y descarga
11 Rueda de emergencia
12 Caja de herramientas
13 Cilindro hidráulico para inclinar el tanque
14 Tanque para líquidos (p.ej., agua)
15 Tanque para los lodos fecales

Figura 4.10 Esquema del camión aspirador BREVAC (adaptado de Böesch y Schertenleib, 1985)

anillo líquido y de alto rendimiento, con una capacidad de succión de 80 kPa y una tasa de flujo de aire de 26 m^3/minuto. También cuenta con un cilindro hidráulico para inclinar el tanque y facilitar su lavado (luego de su vaciado).

Durante estas pruebas, el camión cisterna BREVAC demostró ser adecuado para succionar LF muy viscosos desde letrinas de pozo y también para maniobrar en espacios estrechos y sobre terrenos difíciles (Böesch y Schertenleib, 1985). Su capacidad para romper masas de lodos con agua bajo presión evita la necesidad que una persona tenga que entrar en los pozos durante el vaciado. Algunos aspectos del diseño tenían que ser reconfigurados (p.ej., un indicador a partir de una pelota flotante para mostrar el nivel de los lodos) y, por otro lado, se encontró que los desechos inorgánicos se atascaban en sus mangueras en varias ocasiones. Sin embargo, esta tecnología fue calificada como excelente en general y muy apta para esta tarea.





Figura 4.11 Los modelos Mark III (izq.) y Mark IV (der.) de BREVAC, aparatos para succionar y transportar lodos fecales (foto: Peter Edwards).

Debido a su diseño de alta tecnología, los repuestos especializados necesarios para operarlo y los altos costos asociados, no se ha mantenido ni una demanda ni una presencia del BREVAC en el mercado meta.

El Vacutug

En 1995, las lecciones aprendidas con el BREVAC y el MAPET por IRCWD fueron tomadas en cuenta para el desarrollo de Vacutug de ONU-HABITAT. La primera versión, Mark I, fue desarrollada en Irlanda por Manus Coffey y Asociados (MCA) y probada en Kenia por la Organización de Salud y Agua de Kenia (KWAHO). Luego se han desarrollado cuatro versiones posteriores en Bangladesh y varias unidades de cada modelo han sido vendidas (Figura 4.11, Tabla 4.2).

Tabla 4.2 Propiedades de diferentes versiones de Vacutug

Versión	Capacidad (litros)	Ancho Relativo	Distancia de Viaje	Ubicación y Propulsión	Costo ($ EE.UU., sin el envío)
Mark I y II	500	Muy angosto	Corta	Sobre un chasis de camión	10.000
Mark III	1.900	Normal	Larga	Sobre un remoque, halado por un tractor o una camioneta	20.000
Mark IV	700	Angosto	Mediana	Sobre un chasis de un triciclo motorizado	15.000
Mark V	1.000	Angosto	Mediana	Sobre un chasis de un triciclo motorizado	15.000

4.6.6 ¿Cómo prestar los servicios de aspiradores sobre camiones?

Estas unidades de succión para retirar LF son sistemas mecánicos complejos y deben ser operados correctamente, no solo para cumplir con la tarea, sino también para proteger la integridad del equipo y la salud del personal.

Se recomiendan los siguientes pasos para la operación de camiones aspiradores:

1. Estacionar el camión lo más cerca posible a la estructura. La longitud de la manguera y la altura a bombear desde el fondo del pozo determinan la distancia máxima. El camión no debe estar normalmente a más de 25 metros de distancia horizontal o 4 metros de altura. Las distancias o elevaciones que sean mayores requieren bombas intermedias.
2. Informar al cliente de la llegada del camión y tomar nota de cualquier asunto o preocupación.
3. Inspeccionar el sitio para determinar posibles peligros, como solicitar a las personas que se retiren cuando sea necesario u observar si el agua freática esté muy alta, lo que podría causar la flotación del tanque en el momento de vaciarlo.
4. Asegurar el camión con trancas en las ruedas.
5. Extender y conectar las mangueras.
6. Abrir la tapa de la estructura de contención.
7. Prender el equipo de succión, a partir de la transmisión del camión.
8. Con la válvula cerrada, aumentar el vacío hasta ver en el indicador que su fuerza esté correcta y en seguida introducir la manguera en la estructura y abrir la válvula lo suficiente para que los LF suban al tanque del camión. Al cerrar la válvula momentáneamente, el vació se fortalece de nuevo para seguir succionando los LF.
9. Continuar este proceso hasta vaciar la estructura de contención.
10. Cuando hace falta, se puede romper la masa sólida de LF con una pala de mango largo, al agregar agua para diluirla o al cambiar la direccionalidad de la bomba y así disolver estas acumulaciones con los LF bajo presión. Luego, se cambia otra vez la direccionalidad para seguir retirando los LF. Es primordial

asegurar que la manguera esté en buena condición, con todas las conexiones bien ajustadas antes de aplicar este método.

11. Los operadores deben retirar 90 o 95 % de los LF y se recomienda a la administración verificar esto por medio de chequeos imprevistos.
12. Identificar cualquier condición anormal, como altas concentraciones de desechos inorgánicos, aceites o grasas. El color y olor de los LF proveen pistas de cómo se está utilizando la estructura de contención y posibles cantidades excesivas de químicos.
13. Una vez vacía, inspeccionar la estructura. En el caso de un tanque séptico, el operador debe revisar también lo siguiente:
    a. Escuchar para observar si existen aguas que regresan desde la salida del pozo, lo que puede indicar que el campo de infiltración esté taponado (si es que consta tal campo);
    b. Asegurar que estén ubicados debidamente los tubos en forma de T a la entrada y a la salida. Muchas veces, estos se rompen y se caen al fondo del pozo;
    c. Inspeccionar al pozo por grietas u otros daños;
    d. Verificar que el pozo esté ventilado debidamente;
    e. Asegurar de colocar de nuevo las tapas en forma correcta, luego del vaciado;
    f. Preparar un informe escrito que indica:
        - Cuántos LF fueron retirados;
        - Condición de la estructura;
        - Recomendaciones para su mantenimiento;
        - Recomendaciones para su buen uso.
14. Colocar bien la tapa y guardar las mangueras;
15. Limpiar con materiales absorbentes cualquier salpicado de LF;
16. Informar al cliente de que se ha completado el trabajo, entregarle el informe final y conversar sobre las novedades y recomendaciones. En algunos casos, se recibe el pago de forma inmediata, pero puede haber otros sistemas de pago;
17. Retirar las trancas de las ruedas y conducir el tanquero al siguiente sitio o a la estación de tratamiento o transferencia.



Figura 4.12 **Ejemplo de un buen método para ensamblar la manguera fácil y rápidamente (foto: Linda Strande).**



Figura 4.13 **Ejemplo de una manguera mantenida indebidamente, amarrada con fundas plásticas y cuerdas (foto: David M. Robbins).**

Tecnología

4.6.7 Resumen de los sistemas motorizados

La Tabla 4.3 presenta los principales aspectos de los equipos mecanizados para vaciar LF que se trataron en esta sección. También resalta el rendimiento, el costo y las inquietudes respecto a cada uno.

Tabla 4.3 Características de varios equipos motorizados para el vaciado de lodos fecales.

Equipo	Rendimiento	Costo ($ EE.UU.) Inversión	Costo ($ EE.UU.) Operación	Desafíos
Bombas motorizadas de diafragma	• Pueden bombear LF líquidos con partículas de hasta 60 mm • Tasa de flujo máximo 300 a 330 L/min • Altura máxima de bombeo 15 m • Fácil bombear desde diferentes profundidades	2.000	Desconocido	• Se atascan con desechos inorgánicos en los LF • Repuestos difíciles de encontrar
Bombas trituradoras de desperdicios	Pueden bombear LF líquidos con partículas de hasta 30 mm • Tasa de flujo máximo 1.200 L/min • Altura máxima de bombeo 25 o 30 m • Fácil bombear desde diferentes profundidades	500 a 5.000	Desconocido	• Repuestos difíciles de encontrar • Requieren estructuras de contención • Pueden atascarse
Tornillos Sinfín o Husillos	Pueden bombear LF líquidos con pocos desechos inorgánicos • Tasa de flujo >50 L/min • Altura máxima de bombeo >3 m • Difícil bombear desde diferentes profundidades	700	Desconocido	• La longitud fija del tubo y del tornillo • No adecuados para LF muy espesos con muchos desechos plásticos • Difícil de limpiar después del uso • Difícil de maniobrar por su peso y tamaño
Comelón (Gobbler)	• Se traba fácilmente con los lodos en las partes móviles • Altura máxima de bombeo >3 m • Difícil bombear desde diferentes profundidades	1.200	Desconocido	• Fabricación compleja con muchas piezas • Muy pesado • Longitud no ajustable
Vacutug	• Puede bombear bien LF poco viscosos con algo de desechos inorgánicos • Ideal para áreas de acceso limitado • Altura de bombeo varía según el modelo • Difícil bombear desde diferentes profundidades	10.000 a 20.000	25/carga[1]	• Transporte lento a veces • Dificultad con LF viscosos • Pequeño volumen (500 a 1.900 L) • No es viable económicamente transportar lejos
Camión Tanquero Aspirador Convencional	• Puede bombear bien LF poco viscosos con algo de desechos inorgánicos • Ideal para transportar grandes cantidades grandes distancias • Altura de bombeo varía según el modelo • Difícil bombear desde diferentes profundidades	10.000 a 100.000[2]	Muy variable	• Difícil acceder a sectores urbanos densamente poblados • Requiere repuestos especializados, lo que dificulta su sostenibilidad económica en contextos de bajos ingresos • Su costo de inversión es demasiado alto para algunos proveedores de servicio

[1] Se supone dos cargas por día, una distancia promedio de 10 km y una velocidad promedio de 10 km/h (Mikhael y Parkinson, 2011). [2] El rango de precio para los camiones aspiradores convencionales varía ampliamente dependiendo de su capacidad, sus capacidades adicionales (p.ej., el poder emitir chorros de agua para lavar los tanques), los costos de envío y si el vehículo es nuevo o de segunda mano.

4.7 TRANSPORTE DE LOS LODOS FECALES

La mayor parte de los equipos manuales de pequeña escala (que se describieron en la Sección 4.5) y algunos de los equipos motorizados (de la Sección 4.6), no son diseñados para transportar los LF. Por lo tanto, son utilizados generalmente en conjunto con equipos económicos para su transporte hasta una estación de tratamiento o transferencia.

Estos equipos son clasificados en dos categorías: los que son impulsados por animales o seres humanos y los que son impulsados por motores. En esta sección, se describen los diferentes tipos de equipos manuales y motorizados más empleados actualmente, juntos con sus ventajas y desventajas.

Es necesario tomar en cuenta los siguientes factores en el transporte de los LF:

- El tipo de vehículo a utilizar, incluyendo su capacidad de transitar en las vías, su mantenimiento, sus licencias, sus permisos y su parqueadero cuando no esté en uso;
- La clase de equipo para retirar los LF, incluyendo las mangueras, bombas, husillos y otras herramientas;
- Los equipos para limpiar los LF que se rieguen accidentalmente, incluyendo palas, desinfectantes, material absorbente y bolsas plásticas;
- La experiencia y las destrezas del operador, incluyendo la capacitación y certificación que el trabajo pueda exigir;
- Los procedimientos a seguir, incluyendo las reglas de circulación en las vías y las maneras de realizar las actividades en la ETLF; y
- Otros aspectos, como el uso de las estaciones de transferencia, seguridad, salud ocupacional y tecnologías nuevas.

4.7.1 Transporte manual

Hoy en día en los países de bajos ingresos, se transportan los LF en carritos manuales normales para el transporte general de carga y también en otros diseñados específicamente para esta función (Figura 4.14). Aunque los diseños varían ampliamente, los carritos normales suelen tener una cama para recibir la carga, montada sobre un solo eje con uno o más ruedas. Los recipientes de LF, con capacidades de hasta 200 litros pueden ser llevados en carritos empujados o halados manualmente (Still y Foxon, 2012, Strauss y Montangero, 2002; Barreiro, *et al.*, 2003; Chowdhry y Koné, 2012). Son diseñados para alta maniobrabilidad en espacios estrechos y pueden ser eficientes en un rango de hasta 3 km.

Puesto que los equipos económicos de transporte manual tienen generalmente poca capacidad, limitados rangos de movimiento y baja velocidad, no son adecuados para un transporte a larga distancia.



Figura 4.14 Dibujo esquemático de una tecnología para el transporte de lodos fecales impulsada por la fuerza humana (figura: Research Triangle Institute).



Figura 4.15 Un vehículo para la recolección y transporte de lodos fecales que circula por las calles ajetreadas de la ciudad de Manila, Filipinas (foto: David M. Robbins).

4.7.2 Transporte motorizado

Los equipos motorizados de transporte brindan el potencial para movilizar mayores cantidades de manera más rápida, reduciendo así los tiempos de viaje y ampliando el rango de cobertura geográfica, en comparación al transporte manual. Por otro lado, la operación y mantenimiento de estos equipos motorizados se complican más que en el transporte manual, sin embargo se aplican muchas variaciones en los países de bajos ingresos. Antes de elegir un tipo de sistema de transporte, es importante verificar que existan localmente las destrezas y los conocimientos necesarios para realizar su mantenimiento.

Los triciclos motorizados constituyen el equipo más pequeño para el transporte económico de los LF. Sus tamaños y potencias varían ampliamente, pero son excelentes para acceder a los barrios con calles estrechas. Algunos modelos tienen capacidades de hasta 1.000 kg, por medio de recipientes apilonados en el espacio normal para carga (O'Riordan, 2009) o bien un tanque adaptado a la parte de atrás del triciclo (Figura 4.14).

También se ha utilizado equipos motorizados más caros para la recolección de LF, incluyendo camionetas con capacidades entre 2.000 y 5.000 kg, pero pueden resultar demasiado costosas para los proveedores de servicio de pequeña escala (McBride, 2012; Bhagwan *et al.*, 2012). A veces, se ajustan accesorios adicionales a las camionetas, como pequeñas grúas a fin de alzar los recipientes (Losai Management Limited, 2011).

4.7.3 Entrega de los lodos fecales a la estación de tratamiento o transferencia

Se está volviendo más común en las ETLF más grandes habilitar puestos mecanizados de recepción de LF (Figura 4.16), donde el operador puede conectar la manguera del camión aspirador a un acceso o puerto de entrada, se inscribe electrónicamente y se descargan los LF. El puesto de recepción registra la hora y fecha, el volumen, el nombre del operador y cualquier otro dato relevante requerido, reduciendo así el error humano e incrementando la exactitud y rendición de cuentas por parte de los proveedores de servicio. Aunque las grandes operaciones puedan utilizar estos puestos mecanizados de recepción, los sistemas menores y estaciones de transferencia aplican métodos manuales para el vaciado de los camiones tanqueros.



Figura 4.16 Puesto automatizado para la recepción de lodos fecales en la Estación Sur de Tratamiento de Lodos de Tanques Sépticos, operado por el Departamento de Agua de Manila, Filipinas (foto: WSUP, Sam Parker).

Indiferente del método de entrega de los LF a la estación de tratamiento o transferencia, los operadores deben regirse por las siguientes pautas de seguridad:

1. Avisar al operador o guardia de la estación de su llegada.
2. Cumplir cuidadosamente el protocolo de muestreo de los LF. Algunas ETLF designan sitios separados para LF domésticos y lodos comerciales. Los operadores de la estación pueden solicitar muestras de los LF antes de permitir su descarga si existe cualquier sospecha que los LF contengan materiales que podrían alterar el tratamiento.
3. Estacionar el camión en el lugar designado para la descarga de los LF, poner la transmisión en neutro, aplicar el freno de mano y trancar las ruedas.
4. Conectar la manguera.
5. Aplicar el mecanismo correspondiente para descargar los LF.
6. Obtener la autorización necesaria y acceso a la estación de transferencia antes del transporte de los LF, ya que algunas estaciones mantienen sus puestos de entrada asegurados con llave.
7. Asegurar que suficiente agua esté disponible para lavar los sólidos, ya que algunas estaciones de transferencia tienen tamices para excluir los sólidos no biodegradables.
8. Guardar los sólidos no biodegradables que se sacan de los tamices en un lugar seguro para su drenaje y secado antes de su almacenamiento y disposición adecuada, sea por medio de incineración o su desecho en un relleno sanitario.
9. Aplicar técnicas adecuadas para alzar los barriles al descargarlos en una estación de transferencia, como pararse sobre una superficie estable y utilizar todo el equipo de protección personal.
10. Limpiar cualquier LF que se haya regado en el área alrededor de la entrada, luego de completar la descarga y cerrar el punto de ingreso.
11. Utilizar el equipo de protección personal, como guantes y cascos y abstener de fumar durante todo el proceso de recolección, transporte y descarga.
12. Aplicar medidas adecuadas de higiene (p.ej., lavado de manos), al guardar las mangueras y otros equipos.
13. Completar el papeleo correspondiente.

4.8 ESTACIONES DE TRANSFERENCIA

4.8.1 Introducción

Las secciones anteriores de este capítulo presentaron diferentes opciones para la recolección y transporte de LF, incluyendo equipos pequeños adecuados para servir lugares inaccesibles para camiones aspiradores grandes. Aunque algunos de estos equipos pueden transportar los LF a través de cortas distancias, los tiempos de viaje podrían ser demasiado largos para que sea viable económicamente para movilizar el material hasta una ETLF.

Para enfrentar este asunto, se han desarrollado enfoques descentralizados para dividir el transporte en una fase primaria y una fase secundaria. Durante la fase primaria, los LF son transportados en carritos y vehículos pequeños desde los puntos de recolección hasta una estación cercana de transferencia. En la fase secundaria, los LF son transportados en camiones tanqueros de gran capacidad desde las estaciones de transferencia hasta las ETLF. Es primordial que las estaciones de transferencia sean accesibles tanto para los vehículos de transporte primario como para los de transporte secundario.

4.8.2 Tipos de estaciones de transferencia

Hay dos tipos principales de estaciones de transferencia: las ‘fijas’ y las ‘móviles’. A continuación, se describen estos tipos de estaciones.

Estaciones fijas de transferencia

Las estaciones fijas de transferencia pueden dividirse en cuatro categorías. La primera consiste en ‘tanques permanentes de almacenamiento’, grandes estructuras de concreto que son diseñados para guardar los LF durante cortos tiempos, sin capacidad para su tratamiento. Un ejemplo de esto es el tanque contenedor subterráneo (TCU) en Accra, Ghana (Boot, 2007). Con volúmenes de unos 23 m^3, los TCU fueron diseñados para ser accedidos por los recolectores de los baldes de las letrinas (transporte primario) y por los camiones aspiradores (transporte secundario). Sin embargo, la separación natural entre los líquidos y los sólidos que ocurre al guardar los LF por periodos de tiempo relativamente largos pronto causó problemas operativos para las autoridades. Por lo tanto, muchos TCU fueron abandonados debido al proceso demasiado costoso y demoroso para sacar los sedimentos que se acumulan en sus fondos.

Para mitigar estos desafíos en el retiro de sedimentos, se desarrolló una segunda categoría, llamada la ‘estación modular de transferencia’, con recipientes portátiles que reemplazan al tanque de concreto. Estos recipientes son de diferentes tamaños:

- Pequeño (p.ej., barriles metálicos de 200 litros; McBride, 2012);
- Mediano (Grandes Recipientes para mercancías a Granel (GRG, IBC en inglés), que consisten en un marco metálico que respalda en su interior a un contenedor plástico de 500 a 3.000 litros);
- Grande (tanques metálicos hechos a la medida, >2.000 L; Macleod, 2005; Strauss y Montangero, 2002).

Una estación fija de transferencia cumple esencialmente la función de ofrecer una instalación segura para el almacenamiento temporal de los LF y puede ser diseñado según el tipo de recipiente que se utiliza. Por ejemplo, en un proyecto en Ghana, se utilizó un pozo revestido con concreto, dentro de una parcela con cerramiento, con el fin de prevenir la manipulación indebida, inundación o derramamiento durante su almacenamiento. Estos recipientes son vaciados oportunamente por camiones aspiradores.

Un tercer tipo de estación fija de transferencia es el ‘tanque permanente multifuncional’. Además de proveer capacidad de almacenamiento, también reciben LF frescos directamente de inodoros públicos. En algunos casos, proporcionan algo de tratamiento parcial, como separación de agua (por medio de tanques de sedimentación, lechos de secado o tubos de textiles; ERE Consulting Group e Indah Water Konsortium, 2012) o digestión anaeróbica (p.ej., tanques sépticos, reactores anaeróbicos con divisiones tipo ABR o digestores de biogás). Las principales ventajas de estas estaciones incluyen mayor aceptación de su ubicación por parte de la comunidad

(por lo que incluye baños públicos) y una reducción del costo del transporte secundario gracias a la separación del agua. Además, se podría generar algunos productos secundarios benéficos (p.ej., biogás o agua para riego), en caso de tratar a los LF en algún grado. (En el Caso de Estudio 4.2, se analiza una estación de transferencia que también recibe LF frescos).

El cuarto tipo de estación fija de transferencia es la 'estación conectada al alcantarillado', que cuentan con acceso directo o indirecto a una red sanitaria, para el transporte secundario de los LF, su efluente líquido o ambos. Con mucha razón, las empresas públicas y los propietarios de activos desalientan la descarga de LF en el alcantarillado, por lo que puede ocasionar un aumento en las obstrucciones de la red, debido a su alto contenido de sólidos, y también sobrecargas de DBO en la EDAR (Capítulo 9). Sin embargo, las descargas ilegales a la red son generalmente frecuentes debido a la falta de alternativas legales y la facilidad de verter los LF en las bocas de revisión.

Estaciones móviles de transferencia

Las estaciones móviles de transferencia consisten en recipientes de fácil transporte que proveen capacidad de almacenamiento temporal en cualquier lugar cercano a las estructuras a vaciar. Pueden ser vehículos tanqueros motorizados o tanques montadas sobre chasis para formar remolques (que en el momento indicado son halados por un tractor o un camión).

Estas estaciones pueden ser colocadas en cualquier sector donde los equipos de pequeña escala tienen que vaciar varias estructuras de contención de los LF. Su mayor ventaja es que esquiva los procedimientos frecuentemente largos y complejos para ubicar estaciones fijas en barrios densamente poblados. También pueden servir para el transporte secundario una vez que estén llenas, como pueden ser manejadas o remolcadas hasta una ETLF.

Si son remolcadas, el vehículo motorizado puede realizar otras tareas relacionadas o no relacionadas en camino, a fin de incrementar la eficiencia y sostenibilidad financiera. Se ha aplicado este tipo de sistema en lugares como Maseru, Lesoto (Strauss y Montangero, 2002)

4.8.3 Ubicación de las estaciones de transferencia

A fin de establecer un sistema exitoso de transporte con distintas fases y estaciones de transferencia, la ubicación de estas estaciones debe planificarse cuidadosamente. Esta sección resalta los aspectos más importantes para tomar en cuenta durante esta planificación.

Optimización de la cobertura

La cobertura de las estaciones de transferencia debe ser suficiente para cubrir la demanda generada por los equipos de pequeña escala que recolectan los LF y, al mismo tiempo, minimizar los costos globales del transporte primario. Para determinar la cobertura apropiada de las estaciones de transferencia, es necesario analizar sus tamaños, la distancia de la una a la otra y los costos de los métodos de transporte primario y secundario. El uso provisional de estaciones móviles puede ayudar a optimizar la cobertura, al permitir la evaluación de la idoneidad de ubicaciones potenciales, a través de un tiempo, sin comprometer los recursos necesarios para la construcción de una estación fija.

Disponibilidad de terrenos

El proceso para hallar un terreno adecuado para la construcción de una estación de transferencia y obtener los permisos correspondientes puede ser difícil y demoroso. Puede involucrar largas negociaciones con varias agencias gubernamentales y algunos propietarios de terrenos, en especial si se trata de asentamientos informales. Como no son permanentes, las estaciones móviles pueden mitigar potencialmente estos desafíos y, por otro lado, se puede considerar el uso de estaciones modulares de transferencia, que requieren poco

espacio. Sin embargo, cabe mencionar que, sin las garantías legales adecuadas, los proveedores de servicio pueden verse obligados por los diferentes dueños de los terrenos a reubicar estas estaciones.

Aceptación

Las comunidades rechazan frecuentemente la ubicación de una estación de transferencia cerca de sus casas. Este sentimiento de “en mi jardín, no” puede constituir un gran desafío en los asentamientos informales densamente poblados, donde hay poco o nada de terreno abierto. Se ha reportado este tipo de rechazo en Dar-es-Salam, Tanzania (Muller y Rijnsburger, 1992), Maputo, Mozambique (Godfrey, 2012) y Freetown, Sierra Leona. Por lo tanto, la participación de las comunidades en este proceso de ubicación, desde muy temprano, puede ser necesaria. Se puede ayudar a incrementar el grado de aceptación al ofrecer incentivos y combinar las estaciones de transferencia con otras instalaciones que los pobladores anhelan, como inodoros y duchas comunales.

Acceso

Dependiendo de su tipo, una estación de transferencia debe ser accesible para los vehículos de transporte primario y secundario, además de tener una conexión al alcantarillado, para su correcta operación. Por ejemplo, aunque la ubicación de una estación de transferencia en la mitad de un asentamiento informal densamente poblado reduciría las distancias de transporte primario, no sería accesible probablemente para los grandes vehículos del transporte secundario. Por lo tanto, es necesario asegurar que las estaciones de transferencia estén ubicadas en vías suficientemente grandes para permitir la circulación de los vehículos del transporte secundario.

Caso de Estudio 4.2: Una estación de transferencia multifuncional, modular y de gran volumen

Una estación de transferencia que consistió de un contenedor de envío internacional de 6 m^3 ubicado encima de un contenedor tanquero ISO de 6 m^3 fue construida por GOAL en Sierra Leona (Figura 4.17). El tanquero fue adaptado para servir como un punto de descarga para los proveedores de servicio primarios, además de tener un inodoro para hombres y otro para mujeres en la parte superior. Estaba configurado para recibir los lodos fecales (LF) en barriles de 60 litros a través de un ducto con un tamiz. Cuando sea necesario, los dos contenedores podrán ser desarticulados, alzados por una grúa y transportados por camión a otro lugar.

El agua para la estación fue proveída por la red de agua entubada que llenaba un tanque de almacenamiento de PVC y permitía la limpieza de los barriles de 60 litros, además de los inodoros de arrastre de agua y los lavabos para el lavado de manos. Las aguas negras de los inodoros iban directamente al tanque de almacenamiento y las aguas grises del lavabo a un pozo de absorción. El acceso a los inodoros fue por medio de unas gradas y un pasillo (que limitaba el acceso para las personas discapacitadas).

Ubicación de la estación

Se había identificado un sitio adecuado en un terreno privado, con el acuerdo de que se podría reubicar la estación a futuro en caso de que haga falta. Las autoridades locales otorgaron los permisos respectivos más fácilmente que si fuera una estación fija, como no era clasificada como una estructura permanente. Los habitantes aledaños también aceptaron la estación en seguida, ya que les ofrecía acceso a inodoros, lo que les hacía mucha falta. No se ha determinado todavía si esta ubicación es óptima para los transportistas primarios y secundarios de los LF.

Rendimiento

En 2012, esta estación de transferencia todavía no estaba funcionando y no se había establecido su sistema de manejo. Por lo tanto, es difícil evaluar su rendimiento. Sin embargo, se ha identificado los siguientes retos potenciales:

- La posibilidad que el propietario pueda, a futuro, exigir la reubicación de la estación, lo que requerirá todo proceso nuevo de selección de un nuevo sitio;
- El riesgo de contacto entre el público y los LF, dada la estrecha cercanía entre los inodoros y el punto de descarga;
- La velocidad de sedimentación y la necesidad de desalojar los sedimentos; y
- Las implicaciones económicas de un potencialmente alto volumen de agua que ingrese al tanque desde los inodoros.

Algunos de estos asuntos podrán ser enfrentados a futuro, junto con la construcción de una rampa para hacer rodar los barriles hasta el punto de descarga y la posible instalación de equipos para la separación del agua.



Figura 4.17 Estación de transferencia multifuncional, modular y de gran volumen (arriba) y uno de sus inodoros (abajo) (foto: GOAL).

4.9 SEGURIDAD Y SALUD OCUPACIONAL

Existen muchas consideraciones específicas de salud y seguridad asociadas con la recolección, transporte y descarga de LF. Por desgracia, en la actualidad, la mayoría de los vaciadores en los países de bajos ingresos no aplican medidas adecuadas de salud y seguridad, en especial los que usan técnicas manuales o equipos de pequeña escala. Como consecuencia, los proveedores de servicio corren un alto riesgo de exposición a peligros físicos, químicos y biológicos. Esta sección ofrece un breve resumen de algunos de estos peligros, juntos con ciertos métodos para reducir la exposición a ellos. (Hay más información sobre salud y seguridad en el Capítulo 11.)

4.9.1 Riesgos físicos

Los siguientes peligros físicos pueden presentarse durante el manejo de LF:

- Inestabilidad del suelo alrededor de un pozo sin revestimiento puede dar lugar a su derrumbamiento durante el vaciado (en especial si la operación es manual);
- Riesgo de resbalarse, tropezarse o caerse;
- Exposición a objetos cortopunzantes presentes en los LF (p.ej., vidrio, metal);
- Cargas excesivamente pesadas (p.ej., recipientes de LF, tapas de concreto); y
- Incidentes con el tráfico vehicular (en especial durante el transporte).

4.9.2 Riesgos químicos

Existen los siguientes peligros químicos conocidos:

- Exposición directa o indirecta, en la piel, nariz y boca, a químicos (p.ej., hidrocarburos añadidos para controlar supuestamente los olores, aunque no se recomienda esta práctica);
- Trabajar en espacios confinados en presencia de gases nocivos (p.ej., metano, amoniaco, dióxido de azufre) o concentraciones insuficientes de oxígeno (en especial durante una operación manual de vaciado).

4.9.3 Riesgos biológicos

Existen los siguientes peligros biológicos al manejar los LF:

- Exposición directa o indirecta, en la piel, nariz o boca, a numerosos tipos de patógenos presentes en los LF (p.ej., bacterias, virus, protozoarios y helmintos, sobre los cuales hay más información en el Capítulo 2).

4.9.4 Otros riesgos

Es muy común que los recolectores de LF consuman alcohol durante sus labores, lo que pone en riesgo su salud y la del resto (Godfrey, 2012; Mikhael, 2011).

4.9.5 Mitigación de riesgos

Las medidas preventivas para mitigar estos riesgos pueden ser adoptadas voluntariamente o por medio de la regulación, en caso de que existan mecanismos para exigir su cumplimiento.

La primera y mejor línea de defensa para mitigar estos riesgos es limitar la exposición a ellos, mediante las siguientes medidas:

- Proveer y utilizar equipos adecuados de protección personal para evitar la exposición directa o indirecta a los LF (p.ej., guantes, overoles, botas de caucho reforzados con metal en la suela, gafas y máscaras);
- Desarrollar y llevar a cabo un programa de capacitación sobre los procedimientos operativos y el uso de las herramientas y equipos de protección, de forma adaptada a las condiciones locales y las estructuras de contención local, a fin de evitar el contacto directo con los LF.

Se recomienda aplicar medidas preventivas sanitarias, como la vacunación y la desparasitación. Esta última es especialmente importante para los trabajadores que están cambiando de las prácticas inseguras a las seguras.

4.10 CONCLUSIONES

Se ha logrado mucho en el campo de MLF a fin de mejorar las prácticas de recolección y transporte. Sin embargo, todavía existen grandes vacíos que requieren soluciones prácticas e innovadoras.

Muchos de los desafíos enfrentados en el vaciado de las estructuras descentralizadas de contención tienen que ver con su diseño. Por ejemplo, un tanque séptico ubicado lejos del camino es difícil de acceder para los camiones aspiradores. Las estructuras de contención de los LF que vienen de inodoros con sello de agua contienen mucho menos material no biodegradable (p.ej., desechos sólidos domésticos, producto de higiene menstrual, trapos), lo que facilita su vaciado y reduce la posibilidad de atascos.

Al innovar los servicios de recolección y transporte más seguros, funcionales y eficientes, se deben considerar mejoras en las estructuras existentes de contención, además de desarrollar diseños. Para que la puesta en práctica de los nuevos diseños sea eficiente, se requiere un enfoque multidisciplinario, con la participación de una variedad de profesionales, como especialistas en saneamiento, ingenieros en diseño, expertos en mercadeo y promoción, albañiles y abogados.

De un punto de vista técnica, se han emitido recomendaciones para mejorar las estructuras sanitarias existentes y facilitar su vaciado. Una sugerencia es la instalación de un tubo empotrado que extiende hasta el fondo de una letrina para facilitar su vaciado por succión (Coffey, 2007). Incluso este tubo serviría para inyectar aire o agua a baja presión para mover y hacer más líquidos los LF espesos en el fondo y, de esta manera, iniciar el bombeo con los LF más densos y difíciles en el fondo y finalizarlo con la parte más líquida y fácil. Esta recomendación es respaldada por Hawkins (1982) quien indica que la adición de un 2 % de agua a los LF puede incrementar su fluidez entre 30 y 300 veces. Aunque las pruebas iniciales con este diseño fueron alentadoras, no se ha visto su promoción o adopción a gran escala.

Otro método innovador es el ‘Omni-Ingestor’, que se está desarrollando con fondos de la Fundación Bill y Melinda Gates. Será diseñado para separar el agua, la arena y la basura de los LF y luego sanearlos en el camión recolector, así reduciendo el volumen y el peso a transportarse a la ETLF, lo que resulta ser frecuentemente la parte más cara del servicio. Tales tecnologías, operadas juntamente con programas comunitarias de MLF, pueden proveer oportunidades transformativas para mejorar el saneamiento a gran escala y al mismo tiempo proteger la salud y seguridad del proveedor de servicio.

4.11 BIBLIOGRAFÍA

Barreiro, W.C., Strauss, M., Steiner, M., Mensah, A., Jeuland, M., Bolomey, S., Koné, D. (2003). Urban excreta management - Situation, challenges, and promising solutions. En IWA Asia-Pacific Regional Conference.

Bhagwan, J., Wall, K., Kirwan, F., Ive, O.M., Birkholtz, W., Shaylor, E., Lupuwana, N. (2012). Demonstrating the Effectivenes of Social Franchising Principles: The Emptying of Household VIPs, a Case Study from Govan Mbeki Village.

Boesch, A., Schertenleib, R. (1985). Emptying On-Site Excreta Disposal Systems: Field Tests with Mechanized Equipment in Gaborone (Botswana). Duebendorf, Suiza: International Reference Centre for Waste Disposal (IRCWD).

Boot, N.L.D. (2007). Talking Crap: Faecal Sludge Management in Accra, Ghana. Water, Engineering and Development Centre (WEDC). Loughborough, Gran Bretaña: Loughborough University.

BPD (2005). Sanitation Partnerships: Dar es Salaam Case Study. Dar-es-Salaam, Tanzania: Building Partnerships for Development.

Brikké, F., Bredero, M. (2003). Linking Technology Choice with Operation and Maintenance in the Context of Community Water Supply and Sanitation. Report for World Health Organization and IRC Water and Sanitation Centre, Ginebra, Suiza.

Buckley, C., Foxon, K.M., Brouckaert, C.J., Rodda, N., Nwaneri, C., Balboni, E., Couderc, A., Magagna, D. (2008). Scientific Support for Design and Operation of Ventilated Improved Pit Latrines and the Efficacy of Pit Latrine Additives. University of KwaZulu-Natal, Pollution Research Group, School of Chemical Engineering. Gezina: Water Research Commission.

Chowdhry, S., Koné, D. (2012). Business Analysis of Faecal Sludge Management: Emptying and Transportation Services in Africa and Asia. Seattle: The Bill & Melinda Gates Foundation.

Coffey, M. (2007). Propose and Test Pit Latrine Designs for Effective Emptying by Mechanical Exhauster. Newtown Mount Kennedy, Irlanda: Manus Coffey Associates.

De los Reyes, F. (2012). Hygienic Pit Emptying with Low Cost Auger Pump. Available from Sustainable Sanitation Alliance: http://www.susana.org/images/documents/07-cap-dev/b-conferences/12-FSM2/c8.3-fsm2-de-los-reyes-north-carolina-state-university-usa.pdf, accedido enero 2013.

ERE Consulting Group, Indah Water Konsortium (2012). Landscape Analysis and Business Model Assessment in Faecal Sludge Management: Extraction and Transportation Model in Malaysia. Seattle: The Bill & Melinda Gates Foundation.

Godfrey, A. (2012). Faecal Sludge Management Demonstration Project in Maxaquene A and B, Maputo, Mozambique. Maputo: WSUP.

GRET Cambodia. (2011). Landscape Analysis and Business Model Assessment in Faecal Sludge Management: Extraction & Transportation Models - Cambodia, Volume 1 – Main Report. Phnom Penh, Camboya: Bill & Melinda Gates Foundation.

Hawkins, P. M. (1982). Emptying On-Site Excreta Disposal Systems in Developing Countries: An Evaluation of the Problems. IRCWD News (17), p.1-9.

IDEO (2012). Clean Team Brand Guide. San Francisco, California: IDEO.org.

Losai Management Limited (2011). Landscape Analysis and Business Model Assessment in Fecal Sludge Management: Extraction and Transportation Models in Africa. Webster: The Bill & Melinda Gates Foundation.

Macleod, N.A. (2005). The Provision of Sustainable Sanitation Services to Peri-urban and Rural Communities in the ethekwini (Durban) Municipality.

MCA (2007). Operating and Maintenance Manual for UN-HABITAT MK III Vacutug Latrine Emptying Vehicle. Dublín, Irlanda: Manus Coffey and Associates.

McBride, A. (2012a). A Portable Pit Latrine Emptying Machine - The eVac. Pietermaritzburg, Sudáfrica: PID, EWBUK, WfP.

McBride, A. (2012b). The eVac in Malawi. Blantyre, Malawi: PID, EWB-UK.

Mikhael, G. (2011). Assessment of Faeca Sludge Emptying Services – Freetown, Sierra Leone. Freetown, Sierra Leona: GOAL Sierra Leone.

Mikhael, G., Parkinson, J. (2011). Assessment of Financial Costs of Sludge Emptying Vacutug Services in Dhaka, Bangladeh (Unpublished). Londres, Gran Bretaña: Water and Sanitation for the Urban Poor (WSUP) and International Water Association (IWA).

MSF (2010). Public Health Engineering in Precarious Situations. Médecins Sans Frontières (MSF).

Muller, M. S., Rijnsburger, J. (1992). MAPET: A Neighbourhood-based pit emptying service with locally manufactured handpump equipment in Dar es Salaam, Tanzania. Gouda, Holanda: WASTE Consultants.

O'Riordan, M. (2009). WRC PROJECT 1745 Management of sludge accumulation in VIP latrines Investigation into Methods of Pit Latrine Emptying. Durban: Partners in Development (Pty) Ltd.

Still, D., Foxon, K. (2012). Tackling The Challenges of Full Pit Latrines Volume 1: Understanding sludge accumulation in VIPs and strategies for emptying full pits. Gezina: Water Research Commission.

Still, D., O'Riordan, M. (2012). Tackling the Challenges of Full Pit Latrines Volume 3: The Development of Pit Emptying Technologies. Gezina: Water Research Commission.

Strauss, M., Montangero, A. (2002). Faecal Sludge Management – Review of Practices, Problems and Inititatives. Dubendorf, Suiza: EAWAG / SANDEC.

Tilley, E., Lüthi, C., Morel, A., Zurbrügg, C., Schertenleib, R. (2008). Compendio de Sistemas y Tecnologías de Saneamiento. EAWAG, Dübendorf, Suiza. Disponible en: http://www.eawag.ch/forschung/sandec/publikationen/compendium_e/spanish_version

WASTE Consultants. (1993). Summary of the Comparative Study on Pit Emptying Technologies (COMPET). Dar-es-Salaam, Tanzania: WASTE Consultants.

Textos complementarios

Boesch, A., Schertenleib, R. (1985). Emptying onsite excreta disposal system – Field Tests with Mechanized Equipment in Gaborone (Botswana). International Reference Centre for Waste Disposal (IRCWD). (IRCWD report; no. 03/85). Duebendorf, Suiza: International Reference Centre for Waste Disposal.

O'Riordan, M. (2009). Investigation into methods of pit latrine emptying – Management of sludge accumulation in VIP latrines. Water Research Commission (WRC), Sudáfrica

Still, D., Foxon, K., O'Riordan, M. (2012). Tackling the challenges of full pit latrines – Volumes 1 to 3. WRC Report No. 1745/1/12, Water Research Commission, Sudáfrica.

Preguntas para el Estudio de este Capítulo

1. Nombre cuatro tecnologías mecánicas manuales para la recolección de LF y describa cómo funcionan.
2. ¿Qué desafíos técnicos se presentan frecuentemente en la operación del "Tragón" ("Gulper")?
3. Explique qué son las estaciones de transferencia y describe dos tipos de ellas.
4. Describa tres tipos de peligros presentes en la recolección y transporte de los LF y las maneras de mitigarlos.

Capítulo 5

Panorama de las Tecnologías de Tratamiento

Mariska Ronteltap, Pierre-Henri Dodane y Magalie Bassan

Tecnología

Objetivos de aprendizaje

- Conocer las tecnologías existentes para el tratamiento de lodos fecales.
- Enterarse de nuevas tecnologías con potencial para el futuro y los conocimientos que todavía hacen falta para ponerlas en práctica.
- Entender las ventajas, las limitaciones y los ámbitos de aplicación de las tecnologías de tratamiento.
- Comparar y contrastar las diferentes tecnologías de tratamiento, en función de eficiencia e idoneidad en los contextos locales.
- Comprender la importancia de encontrar combinaciones de las tecnologías que se ajusten a los diferentes contextos.

5.1 INTRODUCCIÓN

En los capítulos anteriores, se analizaron las características de los lodos fecales (LF), las formas de recolectarlos y transportarlos hasta las estaciones de tratamiento de los LF (ETLF), junto con un resumen de los mecanismos de tratamiento. En este capítulo, se reseñan las diferentes tecnologías para aplicar dichos mecanismos.

Cada tecnología tiene diferentes ámbitos de aplicación. Pueden utilizarse para el tratamiento o co-tratamiento de LF frescos (p.ej., baños públicos), digeridos o pretratados. Dada la abundancia de desechos como plásticos y papeles los LF entregados en las ETLF por los camiones, es necesario que les sea realizado un tamizado antes de someterse a la mayoría de las tecnologías de tratamiento. También, se debería revisar las características de los LF que fueron colectados en instalaciones comerciales o industriales, puesto que podrían estar contaminados con metales o presentar altas concentraciones de aceites y grasas o las otras sustancias nocivas que se mencionaron en el Capítulo 2 y deben ser segregados y tratados por aparte. Luego del tratamiento, hay tres tipos de productos finales:

- Desechos gruesos que se quedan en los tamices;
- Lodos tratados; y
- Efluentes líquidos (p.ej., lixiviados).

La Figura 5.1 presenta varias alternativas para el tratamiento de LF y sus productos finales (los cuales se detallan más en la Sección 17.4.3). Es necesario tomar en cuenta el contexto local, las regulaciones existentes y los objetivos del uso final de los materiales (Capítulo 10) en la selección de tecnologías o combinaciones de las mismas. El proceso consistirá de combinaciones de:

- Tratamiento de los LF que fueron traídos directamente desde las estructuras descentralizadas de saneamiento. (El tratamiento puede ser en uno o más pasos y puede generar productos finales sólidos y líquidos.)
- Tratamiento adicional de los productos generados (sólidos o líquidos) antes de su uso o disposición final.

Los ámbitos de aplicación de las diferentes tecnologías varían. Algunas son para tratar (o co-tratar) los LF frescos (p.ej., de baños públicos) y otras son más adecuadas para tratar LF digeridos (p.ej., de tanques sépticos) o pretratados. Esto se debe al hecho que la separación del agua (Capítulos 2 y 3) es más difícil con los LF frescos que provienen de letrinas con baldes o baños públicos que se vacían una o más veces al mes, los que también generan más olores durante su digestión (Heinss *et al.*, 1998). Para superar estos problemas, es recomendable someter los LF frescos a una serie de tecnologías, con una etapa inicial de digestión. Otra alternativa es mezclar los LF frescos y digeridos. Cofie *et al.* (2006) experimentó exitosamente con la aplicación en lechos de secado sin plantas de una mezcla de una parte fresca y dos partes digeridas.

Además de las metas de tratamiento, se debe tomar en cuenta siempre una comparación de costos al seleccionar una tecnología. Sin embargo, es difícil lograr un cálculo completo, debido al número de factores en juego y la alta variabilidad en los costos según el contexto específico. Encima de eso, la falta de experiencia en la operación de ETLF a largo plazo complica aún más esta estimación de costos. Para facilitar la selección de tecnologías apropiadas, la última sección de este capítulo ofrece luces para el cálculo de los costos a lo largo de la vida útil de las tecnologías y una manera de comparar los costos de manejo de LF (MLF) con los de tecnologías basadas en aguas servidas recolectadas mediante alcantarillado.

Varias tecnologías existen para el tratamiento de LF, pero no se dispone del mismo grado de conocimiento sobre la operación de todas ellas, debido a diferentes grados de investigación y puesta en práctica. Las tecnologías de tratamiento de LF que se describen en este libro hasta un grado de detalle operativo son tanques de sedimentación, lechos de secado sin plantas, lechos de secado con plantas y el co-tratamiento con las aguas servidas (Capítulos 6 a 9, respectivamente). Otras tecnologías que también se han puesto en práctica y que son relativamente establecidas incluyen el co-compostaje con desechos orgánicos municipales, el co-tratamiento en lagunas de estabilización y el entierro en zanjas profundas. Estas serán descritas en la Sección 5.2.

Otras tecnologías han sido adaptadas del tratamiento de aguas servidas en estaciones de lodos activados y las prácticas de manejo de los lodos allí generados. Esta categoría incluye la digestión anaeróbica, la incineración, los procesos de secado mecánico (p.ej., centrifugación) y el tratamiento químico con cal, que serán explicados en la Sección 5.3. Finalmente, existe toda una variedad de tecnologías nuevas que están siendo desarrolladas actualmente. Gran parte de esta investigación actual tiene como meta incrementar el valor económico de los productos finales y algunos de estos son presentados en la Sección 5.4 y en el Capítulo 10.

5.2 RESUMEN DE LAS TECNOLOGÍAS DE TRATAMIENTO

La Figura 5.1 presenta un resumen de las tecnologías de tratamiento, junto con sus objetivos y funcionalidades. Es importante reconocer que la conversión de LF en productos seguros para uso o disposición final requiere la realización de varios procesos. Los LF generalmente contienen mucha agua que tiene que separarse, lo que puede ser en forma directa (p.ej., en lechos de secado) o con un paso previo de decantación. Según la meta final, otros requisitos adicionales podrán incluir la conversión de la materia orgánica en formas más estables, la reducción de patógenos o ambas. Los mecanismos subyacentes están descritos en Capítulo 3. Es primordial recordar la meta final durante el proceso de diseño (Capítulo 10). Si la meta final es generar un producto seco a utilizarse en la agricultura, se debe enfatizar la separación del agua y la reducción de patógenos. Si la meta consiste en quemar los lodos para aprovechar la energía, la prioridad sería la deshidratación y no la destrucción de patógenos, fuera de la debida protección de los trabajadores.

El esquema para la selección de una tecnología (Figura 17.10) ayuda a escoger tecnologías que son apropiadas para un contexto particular, al tomar en cuenta los diferentes factores. Otros elementos importantes en esta selección (p.ej., factibilidad económica) están descritos al final de este capítulo y las regulaciones locales y los contextos específicos en la parte del libro sobre la planificación.

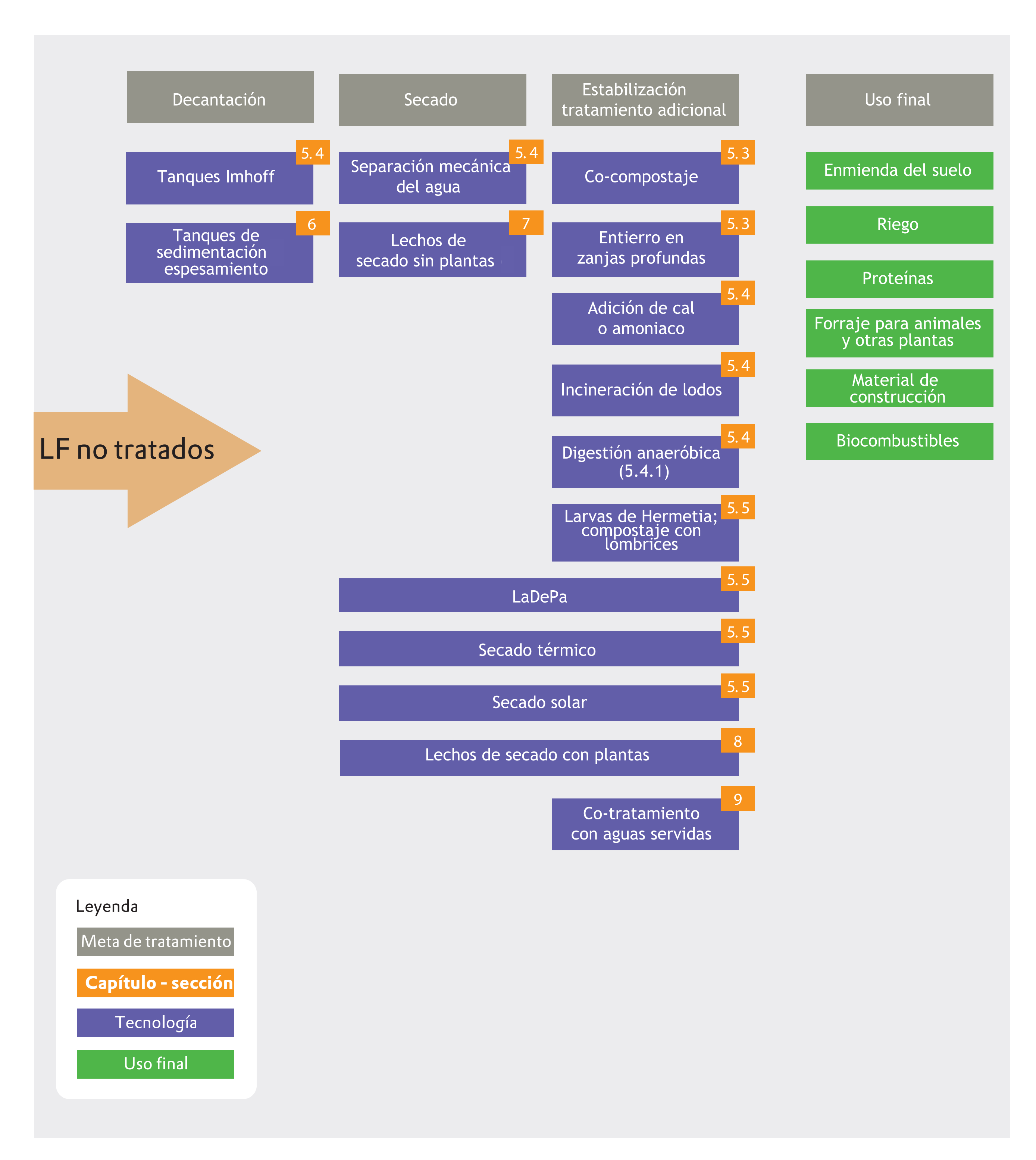


Figura 5.1 Categorización de las tecnologías de tratamiento según sus metas de tratamiento. (Los productos finales son analizados en el Capítulo 10. Los flujos específicos de una tecnología a otra se presentan en el esquema para la selección de tecnologías de la Figura 17.10.)

5.3 TECNOLOGÍAS ESTABLECIDAS PARA EL TRATAMIENTO DE LODOS FECALES

5.3.1 Co-compostaje de lodos fecales

El compostaje es un proceso biológico en el cual microorganismos descomponen la materia orgánica bajo condiciones controladas y predominantemente aeróbicas. El producto final es una materia orgánica estabilizada que puede destinarse a mejorar los suelos. También libera nutrientes paulatinamente y puede considerase un fertilizante de larga acción. Hay dos tipos de sistemas de compostaje: abiertos y cerrados. El primero es más económico, tanto en la inversión como en la operación, pero requiere espacios más extensos. En un sistema abierto de compostaje, se coloca la materia orgánica cruda en montículos para su descomposición aeróbica. Para incrementar la eficiencia respecto al espacio, estos montículos pueden ubicarse en cajas. Si se coloca el material aún no tratado en cajas, recipientes o barriles, es considerado un sistema cerrado.

Para asegurar un proceso óptimo de compostaje, los siguientes parámetros deben estar controlados (EAWAG e IWMI, 2003):

- La proporción de carbono a nitrógeno (C:N) debe ser de 20 o 30 a 1 para cuidar la disponibilidad biológica de los nutrientes, puesto que los microorganismos necesitan el carbono como fuente de energía y el nitrógeno para construir su estructura celular. Un exceso de nitrógeno puede ocasionar la pérdida de este nutriente en la forma de amoniaco que se evapora, además que el montículo permanece frío y la degradación procede lentamente. Un exceso de carbono en el compost final puede crear problemas, ya que los microbios del suelo utilizarían el nitrógeno allí presente, en el aprovechamiento de este carbono, "quitándolo" de las plantas. Durante el compostaje, gran parte del carbono es convertido en CO_2 y la proporción C:N se disminuye hasta alrededor de 10:1 cuando el compost está estabilizado.
- La concentración de oxígeno debe estar entre un 5 y un 10 % para asegurar que la descomposición microbiana sea aeróbica. Se puede lograr una aeración adecuada por medio de estructuras pasivas de ventilación (túneles para el aire) o bien mediante máquinas que soplan o succionan el aire a través del montículo (aeración activa o forzosa, con uso de energía). En sistemas abiertos, se pueden virar los montículos para mejorar la aeración, aunque el principal motivo de esta actividad es reubicar el material que se encuentra en la parte de afuera al centro caluroso de la pila.
- El contenido de agua debe estar entre un 40 y un 60 % en peso, a fin de proveer la humedad que requieren los microbios descomponedores, sin saturar al montículo y causar condiciones anaeróbicas. Al virarlo, se escapa mucho vapor de agua y la frecuencia en que debe realizarse depende principalmente de su humedad, puesto que los excesos de agua disminuyen la circulación de aire en el montículo (Cooperband, 2002), crean condiciones anaeróbicas y generan olores. Si se vuelve muy seco, en cambio, se debe agregar el agua que necesitan los microbios, hasta que el material se sienta como una esponja húmeda.
- Las partículas en los montículos estáticos deben ser menores a 5 cm. Los pedazos más pequeños se descomponen más rápidamente, por su alta relación de superficie (accesible a los microbios) en relación al peso. Por otro lado, la acumulación de pedazos muy pequeños impide la aeración. Por lo tanto, el tamaño de las partículas influye mucho sobre la estructura de los poros, la aeración y la extensión de superficie expuesta a los microbios.

En un montículo de compost debidamente manejado, la temperatura se eleva rápidamente hasta 60 o 70 °C, por la liberación de calor al romper lazos de carbono en un proceso exotérmico, con la mayor mortandad de los patógenos en las temperaturas más altas. Luego de unos 30 días, la temperatura se disminuye hasta 50 °C y en la fase de maduración a unos 40 °C. Este proceso de compostaje culmina al regresar a la temperatura ambiente, después de un mínimo de unas seis a ocho semanas (incluyendo su maduración; Klingel *et al.*, 2002).

Se pueden lograr condiciones óptimas para el compostaje, con adecuadas condiciones de humedad y la proporción C:N, al mezclar diferentes tipos de desechos. Por ejemplo, es ventajoso mezclar los LF con los desechos orgánicos municipales (DOM), puesto que las heces y la orina contienen altos niveles de nitrógeno (Capítulo 2) y agua, mientras los DOM aportan más carbono y poca humedad. Se debe restringir la cantidad de materiales con mucha lignina, por lo que resisten la biodegradación. Asimismo, la paja de trigo y los tallos de maíz contienen una forma de celulosa que es difícil de degradar. Se pueden usar estos materiales, pero con una proporción C:N inicial más alto para compensar por su baja disponibilidad biológica.

Es mejor realizar el co-compostaje de LF con DOM luego de haber separado gran parte del agua de los LF (p.ej., en tanques de sedimentación y espesamiento o lechos de secado). Es posible regar o salpicar los LF no tratados sobre los montículos de compost, pero rápidamente se vuelven demasiado húmedos y, por lo tanto, no es práctico. Los DOM suelen ya contener una humedad de 40 o 60 %, por lo que no se les debería agregar mucho más líquido. Koné *et al.* (2007) realizaron exitosamente este tipo de co-compostaje con LF que, luego de la separación del agua, tenían un contenido de sólidos totales (TS) mayor a 20 %. Para más pautas sobre los contenidos óptimos de carbono, nitrógeno y humedad, se puede consultar la página web de Sandec (www.sandec.ch), en especial la publicación "El Co-compostaje de LF y DOM, seguido por el Mercadeo del Compost" (EAWAG e IWMI, 2003), junto con los documentos de Rouse *et al.* (2008) y Strauss *et al.* (2003).

Posibles ventajas y limitaciones del co-compostaje

La mayor ventaja del co-compostaje es la formación de condiciones termofílicas y la mortandad de los patógenos por el calor. El producto final del co-compostaje es una excelente enmienda para mejorar los suelos y puede generar ingresos si existe demanda en el mercado (Capítulo 10). Sin embargo, la debida operación de una estación de co-compostaje y la elaboración de un producto seguro requieren destrezas tanto administrativas como técnicas, que pueden ser limitantes.

Caso de Estudio 5.1: Co-compostaje de lodos fecales y desechos orgánicos municipales en Kumasi, Ghana (Adaptado de Cofie y Koné, 2009)

En febrero de 2002, se inauguró en la ciudad de Kumasi, con fines de investigación, una estación piloto, en la cual lodos fecales (LF) eran secados y luego se realizaba co-compostaje junto con desechos orgánicos municipales (DOM). Se eligió ubicar esta operación en la Estación de Tratamiento Buobai. Los LF, entregados por camiones aspiradores, provenían de baños públicos (que no tenían conexión al alcantarillado) y tanques sépticos domésticos de Kumasi. Primero, los LF frescos eran secados en lechos de secado sin plantas, ya que contenían demasiada agua y no eran adecuados para el compostaje. Se mezclaba una parte de LF de baños públicos con dos partes provenientes de tanques sépticos (1:2) y se secaban en los lechos durante aproximadamente 10 días, tiempo en el cual alcanzaban la espesura suficiente para poder manejarlos con palas y almacenarlos. Los DOM eran traídos en camión desde los mercados y barrios. La mezcla (3:1, DOM:LF secados) fue colocada en montículos abiertos largos que eran volteados manualmente. Durante un ciclo de compostaje, las siguientes actividades eran realizadas: voltearlo, agregar agua, medir la temperatura, pesar y muestrear (para posterior análisis en laboratorio). El compost madurado fue cernido, empacado en sacos de 50 kg y almacenado antes de su uso (Tabla 5.1). Se probó la germinación de especies seleccionadas de hortalizas en el compost final, encontrándose que un 70 a 100 % de ellas germinaron, lo que se consideró aceptable. Se entrevistaron a un grupo de agricultores locales y un 83 % estaba dispuesto a utilizar este compost derivado de excremento.

Fue necesario realizar el compostaje durante al menos 2 meses para producir compost que cumpliera con el estándar de la OMS de contener menos de 1 huevo de *Ascaris* por gramo de TS. Luego de 80 días, se logró una eficiencia aún mayor (de 90 a 100 %) en la inactivación de los huevos de *Ascaris*, gracias al calor generado que se mantuvo encima de 45 °C por un tiempo mayor a un mes. Cabe mencionar que, si no se cumplen con estas condiciones, la reducción de patógenos no acataría los estándares de la OMS. En tal caso, una posibilidad sería su almacenamiento durante un tiempo extendido antes de su uso.

De esta investigación, se puede concluir que es técnicamente factible convertir LF parcialmente secados en una enmienda segura de los suelos agrícolas mediante el compostaje. Su factibilidad económica depende de varias condiciones locales (véase el Capítulo 10 para conocer más sobre los asuntos que influyen en la factibilidad económica de los productos finales).

Tabla 5.1 Criterios y suposiciones para el diseño de una estación a escala piloto para tratar lodos fecales mediante lechos de secado sin plantas y co-compostaje en Kumasi, Ghana (Cofie y Koné, 2009).

Lechos de Secado sin Plantas		Co-compostaje	
Volumen de LF tratados	45 m³/mes (= 1,5 m³/día)	Proporción de DOM a LF secados	3:1 (por volumen)
Ciclos de separación del agua	3/mes	Tiempo de compostaje	1 mes termofílico, 1 a 2 meses de maduración
Cargas de camiones tanqueros	3/ciclo (1 camión ≈ 5 m³)	Ciclo de compostaje	Uno ciclo iniciado cada mes
Proporción de LF de baños públicos a LF de tanques sépticos	1:2	Volumen de DOM requeridos	3 x 4,5 = 13,5 m³/mes
Extensión de los lechos	50 m²	Compost crudo producido	4,5 + 13,5 = 18 m³/mes
Carga hidráulica sobre los lechos	30 cm/ciclo	Reducción en volumen durante el compostaje	50%
Producción de lodos secados	1,5 m³/ciclo	Cantidad de compost madurado producido	9 m³ = 4,5 toneladas/mes (densidad = 0,5 t/ m³)

5.3.2 Co-tratamiento en lagunas de estabilización

Las lagunas de estabilización son utilizadas ampliamente para el tratamiento de aguas servidas municipales y se basan en los procesos naturales que ocurren en los ecosistemas. Son consideradas una buena opción para el tratamiento de aguas servidas en los países de bajos ingresos, donde existe suficiente terreno, en especial en climas tropicales (Mara, 2004). Incluyen lagunas de diferentes profundidades y tiempos de retención.

Es frecuente construir una combinación de tres tipos de lagunas en serie para el tratamiento de aguas servidas (Figura 5.2):

1. Lagunas anaeróbicas, de 2 a 4 m de profundidad, son utilizadas para la sedimentación de los sólidos suspendidos y su digestión anaeróbica.
2. Lagunas facultativas, de 1 a 1,8 m de profundidad, permiten la sedimentación de los sólidos suspendidos restantes. En su capa superior, la contaminación orgánica es digerida aeróbicamente, mientras condiciones anaeróbicas predominan en el fondo.
3. Lagunas de maduración, de 1 a 1,5 m de profundidad, permiten la reducción de patógenos y la estabilización. Son mayormente aeróbicas, con el oxígeno proveniente de algas y de la difusión desde el aire. Los rayos ultravioletas del sol reducen la abundancia de los patógenos.

Al agregar LF a estas lagunas, el amoniaco llega a ser un factor limitante muy rápidamente. Una aeración mecánica o unas cascadas entre las lagunas pueden contribuir a una oxigenación adecuada y ayudar a reducir la concentración de amoniaco (Strauss *et al.*, 2000).

Las lagunas de estabilización son diseñadas según las tasas de carga orgánica. Las lagunas anaeróbicas eliminan de un 60 a un 70 % de DBO y emiten poco olor cuando están cargadas con hasta 350 g DBO/m³/día. Las lagunas facultativas reciben unos 350 kg DBO/ha/día (35 g DBO/m²/día; Klingel *et al.*, 2002).

Lagunas de estabilización pueden ser utilizadas para el co-tratamiento de aguas servidas juntas con el efluente de los tanques de sedimentación y espesamiento de LF. Papadopoulos *et al.* (2007) también agregaron LF directamente después de su tamizado, pero solo en pequeños porcentajes con relación a las aguas servidas. Sin embargo, se observaron problemas al añadir los LF a la laguna anaeróbica y se lo descontinuó. No se recomienda tratar LF puros (o en grandes porcentajes) en estas lagunas, debido a su alta concentración de amoniaco, sólidos

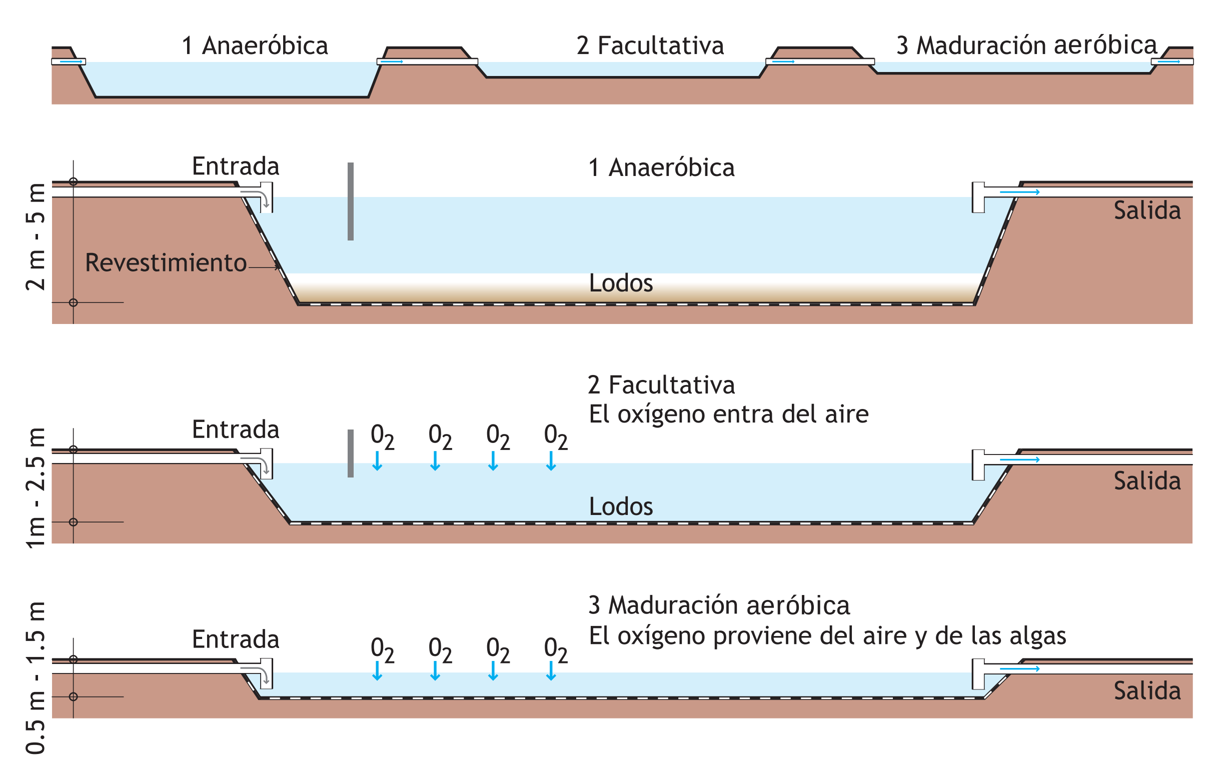


Figura 5.2 Diseño y principios de los tres tipos de lagunas que constituyen las lagunas de estabilización (Tilley *et al.*, 2014)

y sustancias orgánicas (Strauss *et al.*, 2000). Pueden ser utilizadas para el co-tratamiento de LF y lixiviados de rellenos sanitarios (Kurup *et al.*, 2002) o el tratamiento de los bi-productos líquidos de las otras tecnologías para tratar los LF, incluyendo los siguientes:

- Los lixiviados de los lechos de secados con o sin plantas. Este líquido contiene menos materia orgánica que las aguas servidas y puede ser factible descargarlo directamente en una laguna facultativa, ya que su concentración de sólidos es relativamente baja. Sin embargo, su concentración de amoniaco podría ocasionar inconvenientes, como la inhibición de algas y de bacterias metanogénicas.
- El efluente de los tanques de sedimentación y espesamiento. En Argentina, se implementó el co-tratamiento de este líquido junto con aguas servidas en lagunas anaeróbicas y se analizó el efluente final (Fernández *et al.*, 2004; Ingallinella *et al.*, 2002). Esta solución también se aplicó en Dakar, Senegal, con el co-tratamiento del efluente de tanques de sedimentación y aguas servidas en lagunas de estabilización, mientras los LF espesados eran tratados en lechos de secado sin plantas.

Mara (2004), Mara *et al.* (1992) y Strauss *et al.* (1999) exponen más detalles sobre estas lagunas, incluyendo su diseño.

Posibles ventajas y limitaciones de las lagunas de estabilización

Estas lagunas son sencillas de construir y requieren de relativamente poca atención en su operación y mantenimiento. Son adecuadas para climas tropicales y logran relativamente amplia reducción de los patógenos. Sus desventajas incluyen el requerimiento de terrenos extensos, su alta tasa de acumulación de sólidos (si no se han separado los sólidos previamente) y la posible inhibición debido a altas concentraciones de sal y amoniaco. La extracción de los lodos que se acumulan puede requerir maquinaria pesada (Strauss *et al.*, 2000).

5.3.3 Entierro en zanjas profundas

Esta tecnología puede considerarse tanto un tratamiento como un uso final y, por lo tanto, también es analizada en el Capítulo 10. En la década de 1980, fue puesta en práctica con lodos de aguas servidas en los EE.UU. y después fue adaptada para LF en Durban, Sudáfrica (Still *et al.*, 2012). Consiste en excavar zanjas profundas,

llenarlas de lodos y cubrir estos con tierra. Luego, se siembran árboles que se benefician de los nutrientes y la materia orgánica que los LF liberan paulatinamente. En áreas donde se dispone de suficiente terreno, esta tecnología es una alternativa sencilla y económica que requiere poca atención de operación y mantenimiento, además de no generar malos olores o molestias visuales. Los beneficios también incluyen un mayor crecimiento de los árboles. Sin embargo, una de sus principales limitaciones es la necesidad de grandes áreas, a distancias prudentes de las aguas superficiales o subterráneas. En Durban, se documentó poca infiltración de nitratos en el suelo y las aguas subterráneas permanecieron libres de contaminación, al mismo tiempo que los árboles (de rápido crecimiento) absorbieron los nutrientes adicionales (Still *et al.*, 2012). Este tipo de entierro de los LF es considerado más factible en lugares donde no se obtiene el agua de pozos y se dispone de amplias extensiones de terreno, lo que implica el transporte de los LF hasta zonas rurales o periurbanos. En muchos países, no existe todavía un marco legal para respaldar esta alternativa; en Sudáfrica, por ejemplo, las regulaciones ambientales actualmente permiten realizar esto solo a escala piloto.

Posibles ventajas y limitaciones del entierro en zanjas profundas

La principal ventaja de esta tecnología es que no requiere infraestructura costosa o bombas que sean muy vulnerables a un mantenimiento inadecuado. Además, la siembra de árboles genera muchos beneficios, como el secuestro de carbono, el control de erosión y la posible venta de leña y otros productos. Las limitaciones incluyen el acceso a suficiente terreno donde el agua freática esté suficientemente profunda para no contaminarse y la falta de legislación en muchos países para permitir esta práctica.

Caso de Estudio 5.2: Entierro en zanjas profundas en Durban, Sudáfrica

(Adaptado de Still *et al.*, 2002)

La Unidad de Agua y Saneamiento (EWS) del municipio de eThekweni en Durban realizó el entierro en trincheras profundas para la disposición y tratamiento de lodos generados en el tratamiento de aguas servidas municipales y de los lodos fecales (LF) que fueron retirados de letrinas mejoradas de pozos ventilados (VIP). Este proyecto de EWS en Umlazi, al sur de Durban, se inició en 2009. Los LF de letrinas fueron enterrados a diferentes tasas de carga en suelos arenosos (Figura 5.4; Still *et al.*, 2012). Se observaron grandes efectos positivos en los árboles sembrados, aunque con gran variación según la especie y las condiciones experimentales.





Figura 5.4 Sitio de ensayos del entierro en zanjas profundas en Umlazi, con la colocación de lodos fecales en trincheras de un metro de profundidad (arriba) y árboles sembrados encima de los hoyos rellenados (abajo). El agua de los pozos locales fue monitoreada por posible contaminación de nutrientes, sustancias orgánicas y patógenos (fotos: Jay Bhagwan del Consejo de Investigación del Agua, Sudáfrica).

En un segundo sitio de pruebas cerca de Durban, se observó una reducción a través del tiempo en la diferencia en el crecimiento entre los árboles que fueron sembrados encima de los LF y los que fueron sembrados en otros lugares. Los árboles plantados sobre los LF crecieron 300 % en altura durante el primer año y a los nueve años tuvieron de un 30 a 40 % más de biomasa comparados a los árboles que fueron sembrados sin este abono. Los huevos de *Ascaris* eran muy abundantes en los LF frescos y luego de 2,8 años de entierro menos del 0,1 % estaban todavía viables y capaces de infectar a una persona (Still *et al.*, 2012)

5.4 TECNOLOGÍAS TRANSFERIDAS PARA EL TRATAMIENTO DE LODOS FECALES

El tratamiento de aguas servidas con lodos activados genera lodos de desecho que requieren un tratamiento adicional. Las tecnologías para tratar esos lodos pueden ser transferibles al MLF. Su ventaja es que han sido aplicados durante muchos años y existe un gran conocimiento sobre su diseño, operación y mantenimiento. Sin embargo, ha habido poca investigación detallada sobre su aplicación con LF, la que sería primordial para una puesta en práctica exitosa a largo plazo.

5.4.1 Digestión anaeróbica

Durante la digestión anaeróbica, la materia orgánica es convertida en biogás y el lodo restante es llamado 'digestato'. El biogás es una mezcla principalmente de metano y dióxido de carbono, mientras el digestato es relativamente estable biológicamente y puede ser utilizado para mejorar los suelos. (Hay más información sobre el biogás en los Capítulos 3 y 10.)

Se realiza la digestión anaeróbica de desechos orgánicos en tanques herméticos para asegurar la escasez de oxígeno. Ha sido aplicado ampliamente en estaciones centralizadas de tratamiento de aguas servidas para la digestión de los lodos primarios y los lodos de desecho del sistema de lodos activados, en reactores de flujo de pistón o de mezcla constante (PFR o CSTR, respectivamente por sus siglas del inglés). Pueden también incluir reactores anaeróbicos de flujo ascendente (UASB), reactores anaeróbicos con divisiones (ABR) y filtros anaeróbicos. Este tratamiento está bien conocido y desarrollado para desechos industriales y aguas servidas muy cargadas (p.ej., de las agroindustrias; Arthur *et al.*, 2011). En toda Asia, existe amplia aplicación de la digestión anaeróbica del estiércol animal, con o sin la adición de LF humanos (Koottatep *et al.*, 2004). Sin embargo, todavía no se aprovecha su potencial para el tratamiento centralizado o semicentralizado de los LF en sectores urbanos, aunque existe gran potencial para esto.

Los principales parámetros para el diseño de digestores anaeróbicos son el tiempo de retención hidráulica, la temperatura y el patrón de carga. Las condiciones operativas que juegan papeles importantes en el diseño y operación de los digestores anaeróbicos incluyen:

- Tiempo de retención de los sólidos (SRT),
- Tiempo de retención hidráulica (HRT),
- Temperatura,
- Alcalinidad,
- pH,
- Presencia de sustancias inhibidoras o tóxicas, y
- Disponibilidad biológica de los nutrientes.

Al diseñar un reactor anaeróbico, es importante conocer la carga orgánica prevista, a fin de calcular un HRT suficientemente largo como para permitir su degradación. En sistemas sin recirculación, el SRT es igual al HRT (p.ej., PFR). Los pasos reactivos anaeróbicos tienen una relación directa con el HRT: un aumento o una reducción en el HRT conduce a un aumento o una reducción en el grado de hidrólisis, acidificación, fermentación y metanogénesis (Metcalf y Eddy, 2003). Por lo tanto, es importante monitorear el HRT para prevenir fallos de los reactores. La temperatura también cumple una función central, especialmente en el grado y la tasa de hidrólisis y formación de metano. Al mismo tiempo, la temperatura también influencia ciertos parámetros físico-químicos en los reactores, como el intercambio de gases, la solubilidad de sales y la inactivación de patógenos.

Experiencias con lodos fecales

Algunos estudios han evaluado la digestión anaeróbica de LF y otros tipos de excrementos. Arthur *et al.* (2002) y Klingel *et al.* (2002) recomiendan el espesamiento antes de la digestión, a fin de reducir el volumen y así el tamaño necesario del reactor. Para la digestión anaeróbica de excrementos frescos, Daisy y Kamaraj (2011)

informan, a partir de una revisión bibliográfica, que es factible reducir la abundancia de bacterias y virus patogénicos, con un tiempo de retención hidráulica suficientemente largo. Song *et al.* (2012) determinaron que se generaba entre 15 y 90 mL de biogás/g de LF, en temperaturas entre 15 y 30°C, respectivamente. Sin embargo, la producción de gas representó solamente una reducción de un 30 % de los sólidos volátiles, frente a una reducción teórica de un 50 o un 60 %, lo que indica que se podrían haber optimizado mejor las condiciones operativas.

Posibles ventajas y limitaciones de la digestión anaeróbica

La digestión anaeróbica tiene el potencial para generar biogás al mismo tiempo que se estabilizan los LF y se reducen sus olores y volumen. Sin embargo, la operación y mantenimiento de digestores anaeróbicos requiere un grado relativamente alto de destreza. Es necesario tomar en cuenta la posible inhibición de la digestión debido a variaciones en las características de los LF y se debe educar a los usuarios, a fin de evitar el ingreso de metales pesados y detergentes. Otra limitación es que, a pesar que exista un amplio conocimiento sobre el proceso en general, aún falta comprobación en el tratamiento de LF puros en estaciones urbanas centralizadas o semicentralizadas. Por lo tanto, se requiere más investigación y se deben instalar estaciones a escala piloto antes de la puesta en práctica a escala completa, a fin de aprender más sobre la aplicación sostenible y segura de esta tecnología.

5.4.2 Tanque Imhoff

Un tanque Imhoff consiste en un tanque de tamaño compacto que combina la acción de un tanque de sedimentación con la de un reactor de digestión anaeróbica en uno solo (Figura 5.5). Es muy conocido en el tratamiento de aguas servidas y se le ha aplicado en Indonesia para el tratamiento de LF. Principalmente ha sido utilizado en el tratamiento primario de aguas residuales, para separar parcialmente el agua y digerir parcialmente los lodos asentados. Las mismas consideraciones de las características de los lodos que fueron mencionadas respecto a la digestión anaeróbica se aplican aquí también.

Es un tanque alto (hasta 9 m de alto para las aguas servidas), en el cual los lodos se asientan en el fondo y el biogás producido por la digestión anaeróbica sube a la parte superior. El compartimento para flujo y sedimentación tiene el fondo dividido en dos partes muy inclinadas (≥45°), dirigidas hacia una abertura delgada en el centro, por donde deslizan los lodos al compartimiento inferior para la digestión. Las burbujas de biogás llevan ciertas partículas hasta la superficie, donde forman una nata. Tubos en forma de T o deflectores están colocados en la entrada y la salida para reducir la velocidad y evitar la salida de la nata del compartimiento. Los lodos se

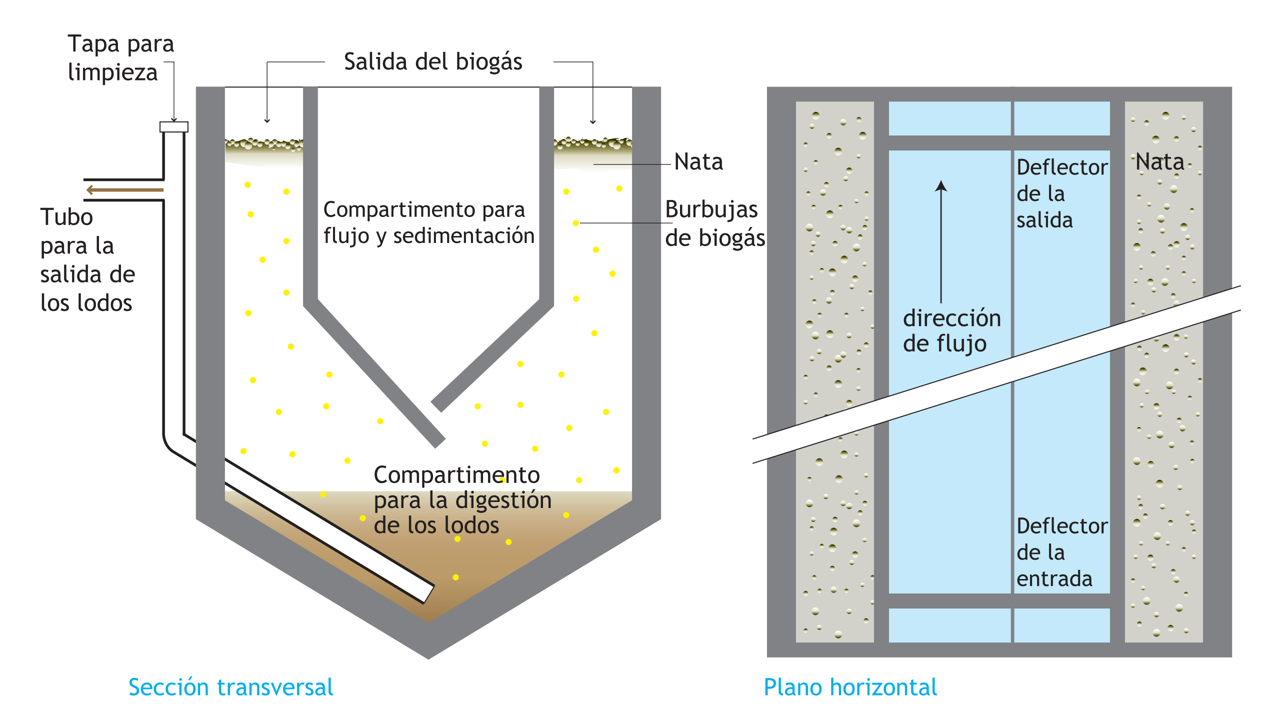


Figura 5.5 Esquemas de un tanque Imhoff (Tilley *et al.*, 2014)

acumulan en el compartimiento de la digestión, se compactan y se estabilizan parcialmente por medio de la digestión anaeróbica. La fracción líquida tiene un corto tiempo de retención (2 a 4 horas), mientras los sólidos podrán permanecer hasta varios años en el compartimiento de digestión. Tanto los lodos asentados como el agua que sale encima necesitan tratamiento adicional antes de su uso o disposición final. Los lodos pueden recibir este tratamiento en un tanque de sedimentación y espesamiento o en un lecho de secado y el efluente puede ser tratado en un humedal artificial, por ejemplo. Se puede operar un tanque Imhoff en condiciones que sean desfavorables para los reactores de biogás y donde no se disponga del espacio suficiente para lagunas de estabilización.

El dimensionamiento del compartimiento de digestión depende principalmente de la temperatura, la acumulación de lodos y el grado de estabilización previsto para los lodos, factores que también están vinculados a la frecuencia de extracción de los lodos. Normalmente, se diseña el compartimiento de digestión para retener los lodos durante 4 a 12 meses a fin de permitir suficiente digestión anaeróbica. En climas fríos, se requiere más tiempo y, por lo tanto, mayor volumen. Generalmente, los tanques Imhoff son construidos dentro de la tierra, en hormigón reforzado. Sin embargo, pueden armarse encima de la tierra, lo que facilita la extracción de los lodos, ya que puede realizarse por gravedad. Para la extracción de lodos, es necesario instalar un tubo y una bomba o bien proveer acceso a los camiones aspiradores y bombas móviles (Capítulo 4). Se debe asegurar siempre una distancia mínima de 50 cm entre el manto de lodos y la abertura en el fondo del compartimiento de sedimentación. Las cámaras para la nata y el biogás están ubicados en los costados del tanque y un tubo para la extracción de los lodos puede ser instalado (WSP, 2007; Figura 5.5). Se recomienda colocar tamices y una cámara para arena antes de un tanque Imhoff, a fin de prevenir el ingreso de materiales gruesos que podrían alterar el funcionamiento del sistema.

Posibles ventajas y limitaciones de tanques Imhoff

Las principales ventajas de los tanques Imhoff, comparados a los tanques de sedimentación y espesamiento, son la baja demanda de terreno, la posibilidad de operar un solo tanque (Klingel *et al.*, 2002) y la decantación física para separar la fracción líquida de los lodos asentados. Las principales limitaciones, en comparación nuevamente con los tanques de sedimentación y espesamiento, incluyen mayor complejidad operativa, ligeramente mayores costos constructivos (por su mayor altura, para acomodar sus fondos inclinados) y el riesgo de dañar el tubo de extracción de lodos (mayormente debido a una extracción demasiada infrecuente). La operación de un tanque Imhoff no es tan compleja como la de otras tecnologías, pero sin embargo requiere operadores capacitados. Es muy importante limpiar las diferentes rutas de flujo y las paredes del tanque, además de retirar la nata. Los lodos estabilizados deben ser extraídos del compartimiento de digestión según su diseño (EAWAG *et al.*, 2010).

5.4.3 Incineración de lodos

Esta forma de disposición consiste en quemar los sólidos a temperaturas entre 850 y 900 °C. Generalmente, no se realiza para aprovechar su potencial para la recuperación de recursos, pero se puede captar la energía liberada, por ejemplo en hornos de cemento (Capítulo 10; Murray Muspratt *et al.*, 2014). La ceniza generada puede ser utilizada, por ejemplo en la construcción o como material secante para cubrir las heces en inodoros secos con separación de la orina, aunque también puede desecharse en rellenos sanitarios. Dependiendo de la fuente de los LF, las cenizas pueden contener altas concentraciones de metales pesados (Hall, 1999).

Es necesario separar el agua de los LF antes de su combustión, pero no hace falta estabilización, ya que se reduciría el contenido volátil de los lodos (Metcalf y Eddy, 2003). Los sistemas de incineración más comunes son hornos de varios pisos, combustión en lechos fluidizados y la co-incineración con desechos sólidos municipales.

Posibles ventajas y limitaciones de la incineración de los lodos

Las desventajas incluyen: la posible contaminación del aire; la necesidad de contar con personal altamente capacitado para la operación y mantenimiento; los altos costos de inversión y operación; y las cenizas residuales (Metcalf y Eddy, 2003). Las ventajas que ofrece son la gran reducción del volumen y la destrucción de todos los patógenos.

5.4.4 Tratamiento mecánico de los lodos

La separación del agua o espesamiento mecánicos pueden realizarse antes o después de otros pasos de tratamiento. La separación del agua y el espesamiento de los LF son importantes para reducir el volumen que requiere adicional tratamiento o manejo. Luego del espesamiento, frecuentemente hace falta separar aún más agua y esto puede ser realizado naturalmente o mediante máquinas como centrífugas y prensas.

Las cuatro tecnologías mecanizadas más utilizadas para la separación del agua de los lodos de EDAR son la prensa de cinta coladora, la centrífuga, el filtro prensa de marcos y la prensa tornillo. Existen pocos ejemplos del uso de estas tecnologías con LF, pero en teoría deben ser transferibles. En Malasia, se ha aplicado la centrifugación para separar el agua de LF, luego de un tamizado y la adición de floculantes, en un lugar donde no se disponía del terreno extenso que otras tecnologías requieren.

Las siguientes tecnologías son bien conocidas en el manejo de aguas servidas y la adición previa de floculantes es recomendada para todas ellas, a fin de facilitar la separación de los líquidos y los sólidos. Aunque son ampliamente aplicadas en el tratamiento de lodos de EDAR, hace falta mayor experimentación antes de poder emitir recomendaciones para el diseño y la operación de tales sistemas en el tratamiento de LF.

La prensa de cinta coladora: Permite expulsar el agua presente en los lodos al comprimirlos entre dos cintas. Sus mayores desventajas frente a otras técnicas mecánicas de separación del agua son la necesidad de personal calificado y la dificultad de controlar los olores. El sistema consiste en:

- Una zona de drenaje por gravedad, donde se depositan los lodos floculados y son transportados sobre una cinta porosa;
- Una zona de compresión, donde una segunda cinta desde arriba comprime hasta una presión de 700 kPa; y
- Una zona donde las cintas se separan y se caen los lodos.

La centrífuga: Esta tecnología quita el agua de los LF al apretarlos hacia fuera sobre un cilindro que rota sobre su eje horizontal, debido a la fuerza centrífuga. Los lodos floculados son inyectados al interior del cilindro y las partículas son empujadas hacia fuera sobre la superficie del cilindro. Un tornillo de Arquímedes conduce el agua hacia el extremo donde ingresaron los lodos, mientras otro lleva a los lodos al otro extremo. La principal desventaja de la centrífuga es su alta demanda de energía.

El filtro prensa de marcos: Este sistema consiste en marcos verticales porosos fijados en dos paredes frente a frente para formar un compartimento. Es un proceso en el cual lotes de lodos llenan el compartimiento bajo una alta presión (hasta 1500 kPa), que expulsa los lixiviados a través de los marcos porosos y luego se sueltan los lodos al abrir la pared inferior.

La prensa tornillo: Consiste en un tornillo sinfín que gira dentro de un cilindro perforado. Los lodos entran por un lado y son presionados debido a la distancia cada vez menor entre el tornillo y el cilindro, por lo tanto se exprime el agua que sale a través de los poros en el cilindro. Los lodos salen al otro extremo sin el agua líquida. Las prensas tornillo separan el agua a bajos costos de inversión y operación, además de que solo requieren mínimas destrezas para el mantenimiento. Sin embargo, el grado de separación del agua es menor que en las otras tecnologías mecánicas aquí mencionadas.

Posibles ventajas y limitaciones del tratamiento mecánico de los lodos

Las principales limitaciones de estas tecnologías, comparadas a las alternativas no mecanizadas, son sus costos de inversión, mayor atención en la operación y mantenimiento, la necesidad de aplicar floculantes y la dependencia de la electricidad. Sus ventajas incluyen su baja demanda de espacio y la velocidad del proceso. Para transferir estos tipos de tecnología al tratamiento de LF, es necesaria una mayor información proveniente de los fabricantes, laboratorios y pruebas a escala piloto.

5.4.5 Adición de cal

Se utiliza la cal en el tratamiento de los lodos de aguas servidas, con el fin de reducir los patógenos, olores y materia orgánica desagradable, además de como acondicionador de lodos para lograr la precipitación de los metales y el fósforo (Méndez *et al.*, 2002). En las Filipinas, se la ha aplicado en el MLF (Caso de Estudio 5.3). El proceso de reducción de patógenos durante la estabilización alcalina se basa en aumentos en el pH, la temperatura (por reacciones oxidativas exotérmicas) y la concentración de amoniaco (Pescon y Nelson, 2005). Su efecto se realza con mayor tiempo de contacto y mayor dosificación. En general, todos los compuestos químicos que poseen fuertes propiedades alcalinas son llamados cal. Sus formas más comunes son la cal viva (CaO) y la cal apagada ($Ca(OH)_2$). Se obtiene la cal viva de roca caliza por medio de un proceso de calcinación a altas temperaturas. Al hidratarse, se convierte en la cal apagada, que también es llamada hidrato de cal o hidróxido de calcio (Ecuación 5.1; USEPA, 2000).

Ecuación 5.1: $CaO + H_2O \rightarrow Ca(OH)_2$ (Cal viva y agua se convierten en cal apagada.)

Ecuación 5.2: $Ca(OH)_2 + CO_2 \rightarrow CaCO_3 + H_2O$
(Cal apagada y dióxido de carbono se convierten en carbonato de calcio y agua.)

El alto pH que resulta de la formación de carbonato de calcio (Ecuación 5.2) crea un ambiente que impide o retarda la degradación microbiana de la materia orgánica (Turovskiy y Mathai, 2006). Sin embargo, es importante considerar varios parámetros del diseño, como características de los LF, dosificación de la cal, tiempo de contacto y pH, a fin de lograr resultados óptimos de la estabilización con cal, de la manera más económica que sea posible (Turovskiy y Mathai, 2006).

Un beneficio adicional del uso de la cal es que causa la precipitación de los metales pesados. Por otro lado, el efecto desinfectante de la cal que destruye los patógenos también puede perjudicar los procesos microbianos deseados, como el compostaje y otros procesos en el suelo. Ante todo, la salud es primordial y la cal es cáustica e irrita la piel, los ojos y los pulmones, por lo tanto, el uso correcto del equipo de protección personal es esencial (Caso de Estudio 5.3). Además, se debe asegurar medidas de protección contra la humedad y el fuego.

Posibles ventajas y limitaciones del tratamiento con cal

Las principales desventajas de esta técnica son la necesidad de obtener la cal y contar con un lugar seco para su almacenamiento. Una consideración es el posible recrecimiento de los patógenos después del tratamiento. La cal es un material alcalino que reacciona fuertemente con la humedad y representa un riesgo para los ojos, la piel y el sistema respiratorio. Por lo tanto, el personal debe estar capacitado para seguir los debidos procedimientos de salud y seguridad, incluyendo el uso correcto del equipo de protección.

Caso de Estudio 5.3: Estabilización con cal en el Valle de San Fernando, las Filipinas
(Adaptado de Robbins, 2009)

En junio de 2008, los ingenieros y personal de las oficinas de salud, planificación, ambiente e ingeniería de la ciudad de San Fernando iniciaron la primera fase de un proyecto piloto demostrativo para determinar la eficacia de la estabilización con la cal como método para tratar los lodos fecales (LF) domésticos (Robbins, 2009). También, el Departamento de Salud de las Filipinas la había mencionado como una tecnología apropiada, pero no se la había probado en campo.

Al inicio del proyecto, se utilizó una descarga de unos 5 m^3 de LF para probar el método. Primero, tenían que seleccionar un sitio con los siguientes criterios: (1) que haya suficiente distancia de los sectores residenciales; (2) que la capa freática de agua esté más profunda que 25 m; y (3) que el suelo sea

preferiblemente impermeable para evitar el costo de revestir el lecho con una geomembrana. Una vez identificado el sitio, se cavó un lecho para mezclar los LF, que medía 3 m de ancho, 4 m de largo y 1,5 m de profundidad. El suelo contenía mucha arcilla y no fue necesario impermeabilizar la excavación.

Se transportaron los LF al sitio en un camión que los vació inmediatamente en el lecho. Luego de llenar la cantidad correcta, se agregó y mezcló la cal (que se había traído en sacos de 50 kg). Los trabajadores añadieron cuidadosamente la cal palada por palada, con máscaras puestas con el fin de prevenir la respiración de este polvo tan reactivo. Luego, se mezcló la cal dentro de los LF. Aunque se disponía de una pequeña bomba mezcladora (de 3 caballos de fuerza), se optó por mezclarlos manualmente con remos de madera, durante 30 minutos, entre 3 trabajadores. Este tiempo resultó suficiente para lograr el grado deseado de homogenización. Se ha sugerido que también se podría agregar la cal directamente al camión antes de su descarga. El avance del tratamiento fue monitoreado con un sensor portátil de pH y un cronómetro. Para alcanzar la debida desinfección, la meta consistía en lograr 30 minutos a pH 12, 60 minutos a pH 11,5 o 120 minutos a pH 11. La velocidad en el incremento de pH y el valor final de pH dependen de la cantidad de cal agregada por metro cúbico de LF, la calidad de la cal apagada y el grado de homogenización. Las pruebas en San Fernando mostraron que una dosificación de 50 kg de cal en 5 m^3 de LF fue suficiente para lograr el grado necesario de tratamiento (un pH de 11 durante 2 horas). Luego, se observó una destrucción total de los patógenos y una excelente separación de los líquidos y los sólidos. Las pruebas realizadas sobre otros parámetros, como metales pesados, revelaron que los valores eran menores a los estándares del Departamento de Salud de las Filipinas.

Luego de completar el proceso, el pH volvió a ser neutro. En 24 horas, se extrajo el líquido transparente, mediante sifón, hasta una laguna, para su posterior uso como riego en la agricultura o la jardinería. Los sólidos pueden ser usados para el mejoramiento de los suelos o bien pueden ser secados y utilizados para cubrir rellenos sanitarios.

En el estudio en San Fernando, el precio de un saco de 50 kg de cal apagada fue 455 pesos filipinos (9 dólares estadounidenses), incluyendo su entrega. Tomando en cuenta dos trabajadores, el monitoreo, la excavación y otros gastos asociados, el costo total del tratamiento fue de 200 pesos filipinos (4 dólares) por metro cúbico de LF tratados. Por los resultados obtenidos, el costo y su funcionalidad, es factible estabilizar lotes de LF de hasta 15 m^3 con cal.

5.5 TECNOLOGÍAS INNOVADORAS PARA TRATAMIENTO DE LODOS FECALES

Actualmente, hay mucha investigación sobre tecnologías innovadoras para el tratamiento de LF. Muchas de estas se centran en la recuperación de recursos y, por lo tanto, esta sección tiene un fuerte vínculo con el Capítulo 10, sobre los productos finales del tratamiento.

5.5.1 Compostaje con lombrices

Las lombrices de tierra pertenecen a la subclase Oligochaetes y son muy eficaces en la reducción de desechos orgánicos. Un ejemplo es el “lombri-filtro” que trata los lodos diluidos de aguas servidas domésticas en un sistema con lombrices (Zhao *et al.*, 2010). Es remarcable que las lombrices parecen trabajar sinérgicamente con las comunidades de bacterias presentes en el filtro. Las lombrices no pueden vivir en las heces frescas y requieren algún tipo de apoyo de las capas de tierra y compost de lombriz. No se le considera un método confiable para una destrucción adecuada de los patógenos, pero llevada a cabo correctamente esta tecnología puede producir una eliminación total de las bacterias coliformes. Rodríguez-Canché *et al.* (2010) demostraron que la reducción de los huevos de helmintos en el “lombri-compostaje” de LF de tanques sépticos hasta grados aceptables para la agricultura en 60 días después de la inoculación con lombrices de tierra. Las bacterias coliformes, las Salmonella y los huevos de helmintos se redujeron a <1000 MPN, <3MPN y <1 huevo viable por gramo de materia seca, respectivamente.

Posibles ventajas y limitaciones del compostaje con lombrices

En general, las ventajas y limitaciones del compostaje con lombrices son similares a las de co-compostaje. Sin embargo, el compostaje con lombrices no puede ser llevado a cabo en las temperaturas termofílicas del co-compostaje. Por lo tanto, en el caso de que no se logre una reducción adecuada de patógenos, serán necesarios pasos adicionales de tratamiento. Las limitaciones incluyen la vulnerabilidad de las lombrices a sustancias tóxicas o altas concentraciones en general, el tiempo necesario para lograr un compost maduro (que puede ser mayor que en el compostaje termofílico) y que todavía es una tecnología en proceso de desarrollo. La producción de lombrices puede ser otro beneficio, en caso de que exista demanda en el mercado local.

5.5.2 La Mosca Soldada Negra (*Hermetia illucens*)

Esta especie de mosca es originaria de América, pero también se la encuentra frecuentemente en otras zonas de clima cálido o templado. Sus larvas se alimentan de la materia orgánica en descomposición, tales como legumbres, frutas y estiércol. Se le ha investigado en el ámbito de la biodegradación de desechos orgánicos municipales, estiércol de los animales y LF (Diener *et al.*, 2009; Diener *et al.*, 2011; Qing *et al.*, 2011). Este proceso se basa en el ciclo de vida natural de esta especie, en el cual solo las larvas se alimentan, luego migran antes de realizar su metamorfosis y como adultos simplemente no comen. Así, el riesgo de ser un vector de enfermedades es muy bajo, ya que no es atraído a cocinas o comedores cuando puede volar (Sheppard *et al.*, 1994). Las larvas pueden reducir el volumen de los desechos orgánicos hasta en un 75 %, además de asimilar grandes cantidades de nitrógeno y fósforo (Diener *et al.*, 2009). Este periodo de crecimiento puede durar entre dos y cuatro semanas, según la disponibilidad de alimento, lo que permite tratar desechos que no son generados continuamente.

Se ha demostrado que las larvas de *Hermetia* se desarrollan muy bien con LF puros. Sin embargo, Diener *et al.* (2009) observaron que, con una mezcla de LF y desechos orgánicos municipales, las larvas se engordan más rápidamente. Esto sería ventajoso en su venta como alimento para pollos, peces y otros animales (Capítulo 10). Los sólidos residuales, luego de la producción de *Hermetia*, requieren pasos adicionales de compostaje o digestión anaeróbica para convertirse en una excelente enmienda del suelo.

La mayor parte del estudio de esta especie, hasta ahora, ha sido a escala de laboratorio, pero parece que se está



Figura 5.6 Larvas de la mosca *Hermetia illucens* justo antes de formar sus crisálidas (foto: Stephan Diener).

formando un mercado. Por ejemplo, la compañía Biocycle está empeñada en llevar a gran escala un modelo de negocio rentable para la recolección de excremento humano, tratamiento en sus instalaciones, cosecha de las larvas y venta del producto final (www.biocycle.com). Esta tecnología tiene muy buenas perspectivas por sus bajos costos operativos y el potencial para la venta de las larvas (a veces secas) como fuente de proteína. Algunos puntos técnicos y empresariales quedan todavía por pulirse.

Posibles ventajas y limitaciones de *Hermetia*

Una ventaja de tratar los LF con *Hermetia* es su factibilidad con o sin la adición de otros desechos orgánicos, incluso en una escala pequeña. Permite la generación de ingresos para pequeños empresarios, con una mínima inversión inicial. Sin embargo, todavía falta información sobre la manera de realizar esta tecnología a gran escala en los países de bajos y medianos ingresos, por lo tanto aún no se pueden emitir recomendaciones precisas para su diseño y operación en el tratamiento de LF (Diener *et al.*, 2011).

5.5.3 Tratamiento con amoniaco

Una alternativa para la reducción de patógenos es el tratamiento con amoniaco. Se ha reportado la eficacia del amoniaco (sin carga eléctrica, NH_3) en la inactivación de algunos tipos de microorganismos, bacterias, virus y parásitos (Jenkins *et al.*, 1998; Pescon y Nelson, 2005). Su acción se basa en el hecho de que el amoniaco entra en las células, absorbe los protones intracelulares presentes y se convierte en el ion cargado de amonio (NH_4^+), lo que altera el funcionamiento normal de los organismos (Park y Diez-González, 2003). La adición de amoniaco ha sido aplicada en el tratamiento de lodos de aguas servidas y es frecuentemente llamada 'estabilización alcalina' (Allievi *et al.*, 1994; Mendez *et al.*, 2002).

Recientemente, se ha investigado el uso del amoniaco presente en el mismo excremento para la reducción de patógenos en los LF. Esto es posible al recolectar la orina por separado y luego mezclarla con los LF, ya que la orina fermentada tiene una alta concentración de amoniaco (Capítulo 2). En el caso de lodos con bajas concentraciones de amoniaco, se podría añadir amoniaco adicional en la forma de urea sintética para mejorar el tratamiento.

Posibles ventajas y limitaciones del tratamiento con amoniaco

En comparación con la cal, el amoniaco no requiere condiciones tan estrictas para su almacenamiento. Sería especialmente aplicable en sectores con abundantes inodoros secos con separación de la orina (UDDT). En caso de tener que aplicar la urea sintética, subiría el costo, lo que podría limitar su factibilidad económica y su sostenibilidad. Otra limitación es la estabilidad del nitrógeno en el producto final y la duda sobre la posibilidad de aprovechar este nutriente completamente.

Caso de Estudio 5.4: Saneamiento con amoniaco - mortandad de *Ascaris* y el Proyecto de "Lodos Seguros" ("Safe Sludge", en inglés)

Para evaluar el efecto del amoniaco en la reducción de patógenos, Fidjeland *et al.* (2013) monitorearon la viabilidad de los huevos de *Ascaris* de lodos fecales (LF) durante su estadía en diferentes concentraciones de amoniaco y a diferentes temperaturas en el laboratorio. En concentraciones de amoniaco mayores a 170 mM (lo que equivale a 2 L de agua de arrastre con cada uso del inodoro), a una temperatura de 23 °C, se redujo la viabilidad de los huevos de *Ascaris* en un 99,9 % en un mes y medio. Con 6 L de agua de arrastre, la concentración de amoniaco era menor (44 mM) y el mismo grado de reducción ocurrió solo después 6 meses a 23 °C. A mayores temperaturas, la inactivación de los huevos de *Ascaris* se aceleraba y la concentración necesaria de amoniaco era menor. Al instalar sistemas de inodoros con bajo flujo de agua y almacenamiento hermético, puede ser suficiente el amoniaco intrínseco para sanear los LF, sin tratamiento adicional.

Entre mayo de 2011 y mayo de 2013, la Universidad de California en Berkeley llevó a cabo otro proyecto llamado "Lodos Seguros", dirigido por la Dra. Kara Nelson. El objetivo era lograr la reducción de los patógenos en LF de inodoros secos con separación de la orina (UDDT) con el amoniaco que se encuentra naturalmente presente en la orina. Los LF de UDDT son mucho más secos y compactos que la mayoría de los LF. Este proceso parece ser más eficiente con LF de UDDT, ya que se optimiza el tiempo de contacto entre el amoniaco y las heces con patógenos, sin necesidad de agregar urea sintética. La enzima ureasa no es activa en un pH mayor a 9, por lo tanto, el proceso de desinfección "Lodos Seguros" requiere dos fases: un tiempo de contacto entre la orina y las heces de 4 horas a fin de permitir la hidrólisis de la urea, seguido por la adición de una sustancia alcalinizante (hidróxido de calcio) para generar el amoniaco.

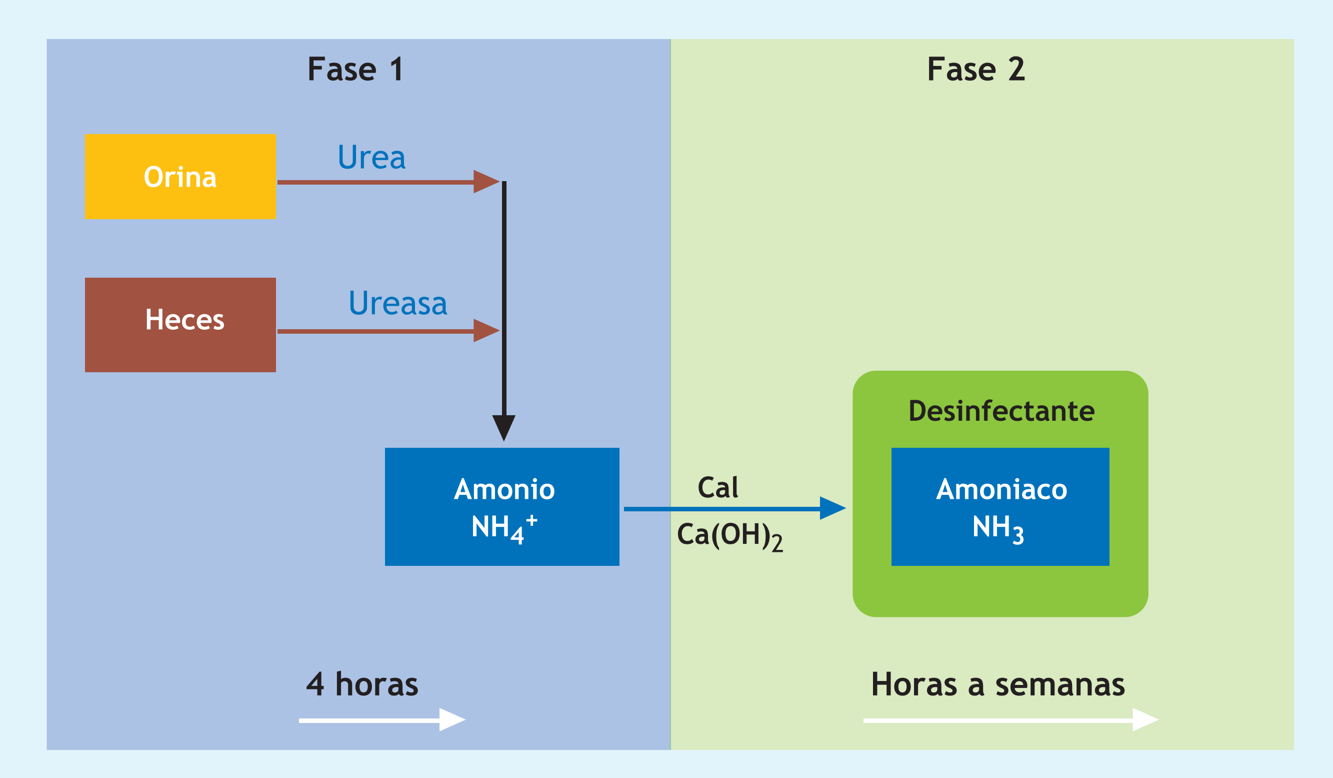


Figura 5.7 **El proceso de "Lodos seguros" para la desinfección en dos fases: hidrólisis de la urea por la enzima ureasa (hasta 4 horas) y la adición de cal para incrementar el pH y así lograr la conversión de amonio a amoniaco que es conocido como un desinfectante. Tiempo estimado para la desinfección: horas a semanas. (Figura adaptada de http://forum.susana.org, 2013.)**

5.5.4 Secado y granulación con energía térmica

El secado térmico permite la eliminación de todo tipo de líquidos de los LF (Capítulo 3). Se le ha aplicado en el manejo de lodos de aguas servidas desde hace años y se ha difundido y mejorado desde sus orígenes en otras industrias (p.ej., la del papel). Varios tipos de esta tecnología existen, todos basados en la evaporación con el calor. Los productos son estables y en forma granular, lo que facilita su almacenamiento y transporte.

Los secadores térmicos directos o indirectos también son llamados de convección y de contacto, respectivamente (Lowe *et al.*, 2007). Requieren una separación previa del agua, si los LF tienen un alto contenido hídrico. En los secadores térmicos directos, aire o gases calientes se mezclan con los lodos durante el trayecto a través de la máquina. En los indirectos, se utiliza un intercambiador de calor que pasa el calor a los lodos por convección. En este último caso, el medio de transporte del calor (p.ej., vapor o aceite) no entra en contacto directo con los lodos, lo que evita la necesidad operativa de luego tener que separar los lodos del portador del calor. En ambos casos, es necesario recolectar y evacuar el vapor generado por la evaporación del agua. El uso de gases puede ser delicado, según las regulaciones ambientales y los olores emitidos y los secadores térmicos indirectos producen un vapor menos contaminado.

Posibles ventajas y limitaciones del secado térmico

El secado térmico produce grandes reducciones en el volumen y el contenido de patógenos. Los lodos secos son fáciles de manejar y comercializar, principalmente para uso en la agricultura (Capítulo 10). Sus principales limitaciones incluyen el costo, la alta demanda de energía, mucha necesidad de mantenimiento y el riesgo de incendios o explosiones debido a los gases y polvos presentes.

La formación de gránulos (o 'pellets') combina la separación mecánica del agua con el secado térmico. Los gránulos pueden ser utilizados como combustible o para mejorar los suelos y son fáciles de transportar y comercializar. Los Casos de Estudio 5.5 y 5.6 presentan ejemplos de la aplicación de estas tecnologías para producir fertilizantes y enmiendas del suelo.

Caso de Estudio 5.5: Gránulos como fertilizante y enmienda del suelo

(Adaptado de Nikiema *et al.*, 2013)

En Ghana, se llevaron a cabo experimentos sobre la conversión de LF secos en cinco diferentes tipos de productos, los que luego fueron granulados (formados en pellets) utilizando una maquinaria construida localmente (una versión de un granulador 380V). Los LF provenían de baños públicos y tanques sépticos (en una proporción de 1:2), que luego fueron secados y estabilizados en un lecho de secado sin plantas y se les trató mediante el co-compostaje (Nikiema *et al.*, 2013). Los principales parámetros en la formulación de los gránulos fueron la humedad (del 10 al 55 % en peso), junto con el tipo y concentración de material aglutinante (arcilla o almidón, del 0 al 10 % en peso). Respecto a la producción, se midieron la cantidad de gránulos de alta calidad, el tamaño de los mismos y su estabilidad.

Basándose en investigaciones preliminares, se identificaron al almidón de yuca y la arcilla como posibles materiales aglutinantes, de los cuales el almidón resultó mejor. Nikiema *et al.* (2013) recomiendan añadir agua caliente (85 ± 5 °C) al almidón seco y mezclarlo manualmente y luego agregarlo a los LF secos (en una proporción de 3 %) para obtener los mejores gránulos.

Caso de Estudio 5.6: Granulación con la Máquina LaDePa en Durban, Sudáfrica

Otro ejemplo que combina el secado con la granulación es el sistema LaDePa (Pasteurización y Deshidratación de lo que sale de Letrinas, en inglés) que desarrolló el Departamento de Agua y Saneamiento del Municipio de eThekwini (EWS, Durban, Sudáfrica), en conjunto con su socio tecnológico, Particle Separation Systems. Se desarrolló una tecnología para tratar los LF de las letrinas de pozo a través de un número de pasos térmicos y mecánicos. Funciona basada en un tornillo sinfín que impulsa los LF a través de una lámina metálica perforada que forma los gránulos (pellets) y mantiene adentro los desechos inorgánicos. Los gránulos caen sobre una banda transportadora que los lleva a un espacio donde son secados con aire a una temperatura de 100 °C (un llamado "secador Parsep"). Se logra la reducción de patógenos mediante radiación infrarroja de onda mediana. Aunque el equipo utiliza mucha energía, es aproximadamente la mitad, por persona, de lo que consume una estación de depuración de aguas residuales (EDAR) con el sistema convencional de lodos activados. Luego de varias modificaciones, el sistema LaDePa está actualmente disponible en forma modular en un contenedor de envíos internacionales, para recibir LF con un 20 a un 35 % de sólidos y convertirlos en gránulos con un 80 a un 90 % de sólidos. Los gránulos se venden para uso como combustible o como enmienda del suelo.

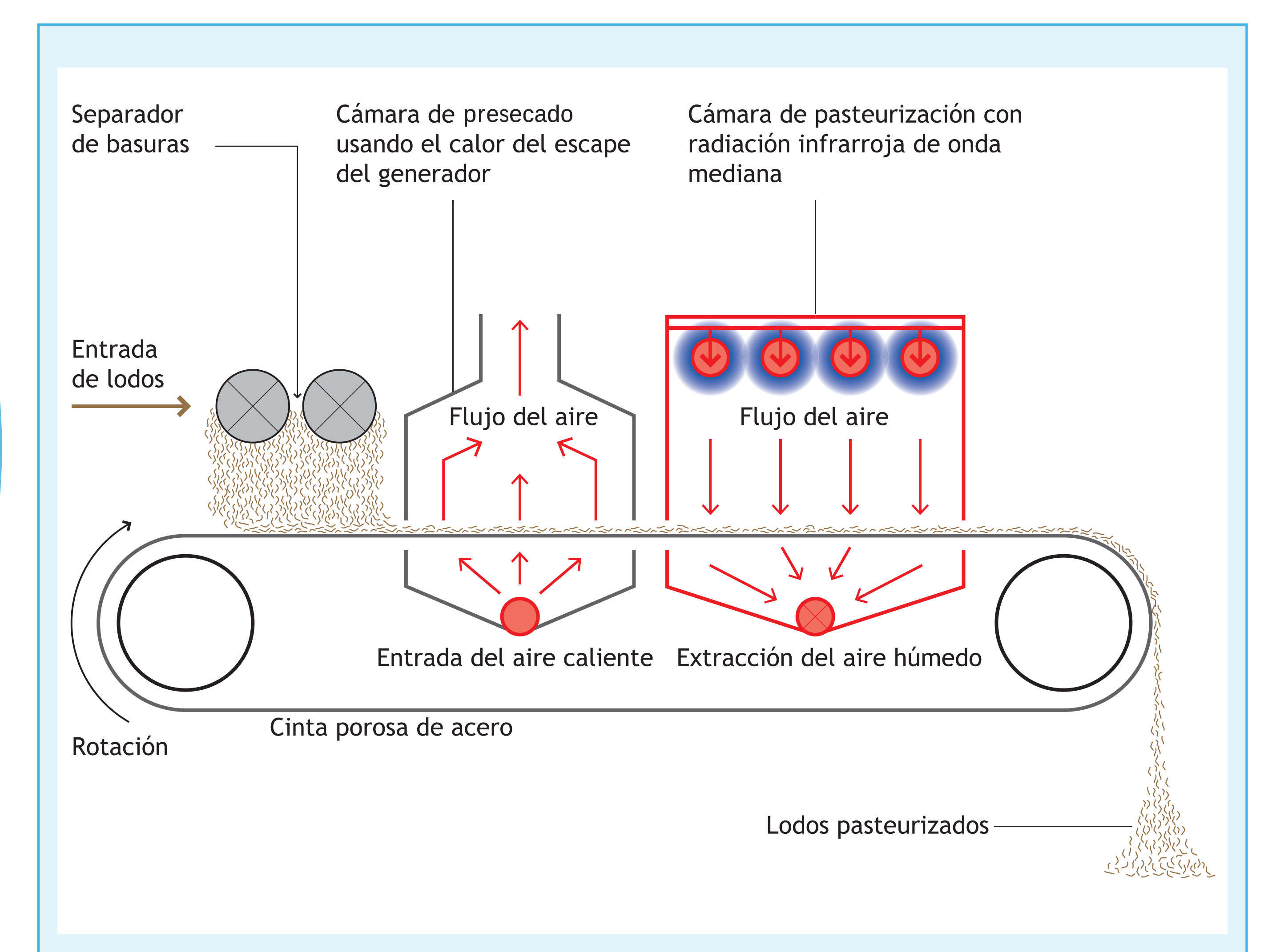


Figura 5.8 Esquema de la máquina LaDePa para granular, secar y pasteurizar lodos fecales.

Una gran ventaja del LaDePa es su diseño que no requiere una clasificación manual previa. Muchas veces, los lodos de letrinas contienen una gran cantidad de desechos inorgánicos (Sección 2.9.7), lo que complica su tratamiento y la generación de un producto útil, pero este sistema los separa mecánicamente.

Posibles ventajas y limitaciones del secado y granulado de los lodos

La principal ventaja de estas tecnologías es que son compactas, móviles y robustas. Además, dependiendo del proceso aplicado, los gránulos son libres de patógenos y, por lo tanto, seguros para usar en la agricultura. Los gránulos también pueden ser usados como combustible industrial, independiente de su contenido de patógenos. Una limitación es que, en caso de dañarse, los costos y los conocimientos necesarios para su reparación pueden ser altos. Además, se depende completamente de la electricidad. Otras desventajas incluyen el alto costo de inversión y la necesidad de conocimientos especializados para su mantenimiento.

5.5.5 Secado solar

Se aplica una forma especial de secado en los secadores solares de lodos. Se lo ha realizado en gran escala desde el siglo XIX en Europa y los EE.UU., para tratar lodos de aguas servidas (Hill y Bux, 2011). Generalmente, se construyen invernaderos con techos transparentes sobre pisos y paredes de concreto. Se colocan los LF en el piso durante 10 a 20 días. Existen las opciones de operación por lotes o en forma continua, con los aparatos para regular las condiciones de ventilación, homogenización del aire y temperatura. Los principales factores que influyen sobre su eficacia en la evaporación son las variaciones en la radiación solar, la temperatura del aire y la tasa de ventilación, aunque la humedad inicial de los lodos y la homogenización del aire también son importantes (Seginer y Bux, 2005).

Puesto que el techo reduce el ingreso de la luz ultravioleta, la destrucción de los patógenos es algo menor, en especial respecto a las bacterias coliformes fecales que son muy sensibles a este tipo de radiación (Shanahan *et al.*, 2010). El contenido de sólidos llega hasta alrededor de un 40 % después de 12 días (Shanahan *et al.*, 2010) o hasta un 90 % luego de 20 días (Hill y Bux, 2011), según las condiciones.

Posibles ventajas y limitaciones del secado solar

Las principales ventajas de esta opción son el bajo consumo de energía, la poca complejidad, los bajos costos de inversión y su alta eficiencia en la separación del agua. Las mayores limitaciones son el espacio que requiere y la necesidad de modos mecánicos para voltear los lodos y para ventilar los invernaderos. Aunque algunos proyectos piloto están en marcha, no se dispone de información sobre el uso de esta tecnología en el tratamiento de LF en países de bajos ingresos o los parámetros particulares de diseño y operación que se deben tomar en cuenta para este propósito.

5.6 SELECCIÓN DE LAS TECNOLOGÍAS DE TRATAMIENTO

En este capítulo, hemos visto un panorama de tecnologías de tratamiento. Para seleccionar un tratamiento óptimo o una combinación de estos, es necesario tomar en cuenta muchos factores, lo que se complica por la falta de experiencia operativa a largo plazo en muchos de los casos. El Esquema de Selección de Tecnologías y la Planificación de MLF de A a Z del Capítulo 17 fueron diseñados para ayudar en esta selección. El Recuadro 5.1 también proporciona información para la comparación de los costos entre las diferentes tecnologías.

Recuadro 5.1: Comparación de los costos de los diferentes tecnologías de tratamiento

Linda Strande

En la sección sobre la Planificación, se presentan todos los pasos del proceso de la toma de decisiones y en Capítulo 17, sobre la Planificación de Sistemas Integrados de Manejo de Lodos Fecales, se resumen estos pasos en el Esquema de Selección de Tecnologías (Figura 17.10) y la Planificación de MLF de A a Z (Tabla 17.1). Además, el Capítulo 13 explica diferentes modelos de flujo financiero y el Capítulo 12 detalla diferentes modelos de manejo. No se debe comparar los costos fuera de un enfoque integrado que incluye el manejo y la planificación, ya que los costos de la tecnología están interrelacionados con estos otros factores e impactados por ellos. Es necesario comparar los costos basados en la vida útil de cada tecnología, es decir, sobre todo el horizonte de planificación del proyecto, incluyendo los gastos recurrentes (p.ej., transporte, operación y mantenimiento, capacitación y desarrollo de políticas). No solo el costo es importante, sino que también quién lo va pagar y cómo será pagado a largo plazo. La mejor opción no es siempre la más barata, sino más bien la que mejor asegura la satisfacción de los usuarios, amplia cobertura y recuperación de los costos (Sección 17.5). Últimamente, el éxito de un plan de MLF depende en gran medida de la capacidad de los actores de hacer cumplir los mecanismos financieros que planificaron y de operar y mantener su ETLF.

La dificultad para comparar los costos de las tecnologías de MLF que se presentan en este capítulo es que están mayormente funcionando a escala piloto o de laboratorio y no cuentan con experiencia operativa a largo plazo sobre la cual generar estimaciones. El acceso a estos datos sobre costos mejorará a través del

tiempo con más de estas instalaciones, pero, mientras tanto, se deben calcular estimaciones razonables. Otra dificultad es la variación en los costos de un contexto a otro.

Hay dos maneras de calcular los costos sobre la vida útil prevista:

Valor Actual Neto: este cálculo involucra la determinación de la inversión requerida de capital y todos los flujos futuros de dinero sobre la vida útil prevista. Luego, esta cantidad se convierte en el valor actual, es decir, la cantidad de dinero que tendría que ser invertido hoy para cubrir todos los gastos durante su vida útil. Mientras menor es la suma, más económica es la opción. Se puede utilizar este valor para comparar diferentes opciones con la misma vida útil.

Costo Anual Equivalente: este cálculo requiere determinar la inversión requerida de capital y todos los flujos futuros de dinero sobre la vida útil prevista. Luego, esta cantidad se convierte en la cantidad requerida de dinero anualmente. Un Valor Actual Neto puede convertirse en un Costo Anual Equivalente y viceversa, pero este último sirve para comparar tecnologías con diferentes vidas útiles. Los costos anuales se calculan como el costo de inversión anualizado, dividido por la vida útil prevista con la tasa de interés, además de los costos anuales de operación y mantenimiento, como indica la Ecuación 5.3.

Ecuación 5.3:

$$AC_o = -C_o \left[\frac{(1+i)^{n_0} \cdot i}{(1+i)^{n_0} - 1} \right] - F_o$$

Donde:
AC_O = costo anualizado del componente del sistema sanitario ($/persona/año)
C_O = costo de inversión del componente del sistema sanitario ($/persona)
n_O = vida útil de servicio del sistema sanitario (años)
i = tasa real del interés
F_O = costo operativo anual del componente del sistema sanitario ($/persona/año)

Otra manera de comparar entre los sistemas es normalizar los costos por tonelada de sólidos tratados. Un ejemplo de la estimación de costos basado en una experiencia a escala piloto es planteado por Steiner *et al.* (2002) a partir de investigaciones en Tailandia acerca de los lechos de secado con plantas (Koottatep *et al.*, 2001; Surinkul, 2002). Según la construcción y operación en el proyecto piloto, se estimaron los costos anualizados en EE.UU.$1.500 /año ($0,95/persona o $186/tonelada de sólidos). No incluyeron costos recurrentes de operación y mantenimiento (p.ej., cosecha de plantas, extracción de lodos), pero podrían estimarse basándose en la operación del proyecto piloto.

Esta estimación solo incluyó el costo del lecho de secado y no las estructuras de contención descentralizada, la recolección, el transporte o el uso final de los lodos y lixiviados tratados. Dodane *et al.* (2012) presentan una comparación completa de MLF y sistemas con alcantarillado, en sistemas existentes uno junto al otro en Dakar, Senegal, y cómo se soportan los costos (Tabla 5.2). Para comparar el MLF con los sistemas basados en alcantarillado, es necesario considerar la cadena entera de servicio. Cuando se estiman los costos de una cadena entera de servicio, es crítico evaluar quién paga los costos (p.ej., los usuarios, el gobierno o los actores privados).

Tabla 5.2 Comparación de MLF y sistemas con alcantarillado, en casos que funcionan uno junto al otro en Dakar, Senegal, desglosando los aportes de los habitantes, la Oficina Nacional de Saneamiento (ONAS), las compañías de Recolección y Transporte (RyT) y los usuarios de los productos finales (Dodane *et al.*, 2012)

Costos de Inversión Anualizados (por persona y año)									
	Basado en Alcantarillado				Manejo de Lodos Fecales (MLF)				
	Hogar	ONAS	Usuario Final	TOTAL	Hogar	RyT	ONAS	Usuario Final	TOTAL
Conexión al hogar[1]	0,00	-4,98	0,00		-2.74	0,00	0,00	0,00	
Recolección y transporte[2]	0,00	-30,20	0,00		0,00	0,28	0,00	0,00	
Estación de tratamiento[3]	0,00	-7,49	0,00		0,00	0,00	-1,03	0,00	
TOTAL	0,00	-42,66	0,00	-42,66	-2.74	-0,28	-1,03	0,00	-4,04
Costos Operativos Anuales (por persona y año)									
	Basado en Alcantarillado				Manejo de Lodos Fecales (MLF)				
	Hogar	ONAS	Usuario Final	TOTAL	Hogar	RyT	ONAS	Usuario Final	TOTAL
Recolección y transporte[4]	0,00	-6,64	0,00		-5,00	0,26	0,00	0,00	
Impuesto sanitario[5]	-2,00	2,00	0,00		-2,00	0,00	0,00	0,00	
Estación de tratamiento[3]	0,00	-6,46	0,00		0,00	0,00	-0,84	0,00	
Productos finales[6]	0,00	1,13	-0,01		0,00	0,00	0,01	-0,01	
TOTAL	-2,00	-9,97	-0,01	-11,98	-7,00	0,26	-0,83	-0,01	-7,58
Combinado									
TOTAL	-2,00	-52,63	-0,01	-54,64	-9,74	-0,02	-1,86	-0,01	-11,63

[1] Conexión al hogar (inversión) = conexión al alcantarillado, tanque séptico
[2] Recolección y transporte (inversión) = alcantarillado, estaciones de bombeo, camiones aspiradores
[3] Estación de tratamiento (inversión y operación) = estación de depuración de aguas residuales (EDAR), estación de tratamiento de lodos fecales (ETLF)
[4] Recolección y transporte (operación) = alcantarillado, estaciones de bombeo, tarifas del vaciado descentralizado, transporte en camiones
[5] Impuesto sanitario (operación) = un impuesto para saneamiento pagado por cada residente basado en su consumo de agua
[6] Productos finales (operación) = biogás, agua reclamada, LF secos para combustible o enmiendas del suelo.

Como se analizará en la Sección 14.5.3, la comparación de las tecnologías de tratamiento también se complica por factores como el grado de centralización o descentralización. Las tecnologías de MLF suelen ser más descentralizadas o semicentralizadas que los sistemas centralizados basados en alcantarillado. Respecto a la satisfacción a largo plazo de las necesidades del crecimiento urbano, las tecnologías descentralizadas son más flexibles, ya que pueden ser construidas de forma modular a medida que sean requeridas (Maurer, 2009). En función de costos de inversión y manejo, la economía de escala produce estaciones más grandes que son más eficientes respecto al costo que las estaciones más pequeñas. Sin embargo, cuando se toma en cuenta el transporte de los LF, parece que algunas estaciones descentralizadas y más pequeñas podrán ser más económicas, ya que reducirían las distancias y los tiempos. Por esta razón, es importante considerar toda la cadena de servicio al tomar una decisión. La correlación entre la escala y el costo no es lineal y generalmente se puede determinar un punto de igualdad. Por ejemplo, en Japón el tratamiento descentralizado de aguas servidas, incluyendo la recuperación de recursos, es más económico que los sistemas convencionales con un tubo para distribuir el agua y otro para recolectar las aguas servidas, a flujos mayores a 100 m^3/día (Gaulke, 2006). Todos estos factores dependen mucho del contexto local y las particularidades de cada ciudad (Sección 14.4.8).

5.7 CONCLUSIONES

Como muestra la Figura 5.1, este capítulo resume las tecnologías establecidas y emergentes para el tratamiento de LF. Es importante tomar en cuenta al seleccionar una tecnología que existen varias alternativas para diferentes objetivos de tratamiento y que pueden ser utilizadas solas o en combinaciones. Es necesario considerar muchos factores en esta selección, como el uso final, los objetivos de tratamiento, sus ventajas y posibles limitaciones, además de sus costos. (Hay más información relevante en las secciones de este libro sobre planificación y gestión.)

5.8 BIBLIOGRAFÍA

Allievi, L., Colombi, A., Calcaterra, E., Ferrari, A. (1994). Inactivation of faecal bacteria in sewage sludge by alkaline treatment. Bioresource Technology 49(1), p.25-30.

Arthur, R., Hammond, A.B. (2010). Potential Biogas Production from Sewage Sludge: A Case Study of the Sewage Treatment Plant at Kwame Nkarumah University of Science and Technology, Ghana. International Journal of Energy and Environment 1(6), p.1009-1016.

Cofie, O., Koné, D. (2009). Co-composting of faecal sludge and organic solid waste Kumasi, Ghana – Case study of sustainable sanitation projects. Sustainable Sanitation Alliance (SuSanA). Disponible en: http://www.susana.org/en/resources/library/details/113

Cofie, O.O., Agbottah, S., Strauss, M., Esseku, H., Montangero, A., Awuah, E., Koné, D. (2006). Solid–liquid separation of faecal sludge using drying beds in Ghana: Implications for nutrient recycling in urban agriculture. Water Research, 40(1), p.75-82.

Cooperband, L. (2002). The art and science of composting – a resource for farmers and compost producers. University of Wisconsin-Madison, EE.UU.: Centre for Integrated Agricultural Systems.

Daisy, A., Kamaraj, S. (2011). The Impact and Treatment of Night Soil in Anaerobic Digester: A Review. Journal of Microbial & Biochemical Technology 3(3), p.43-50.

Diener, S., Zurbrügg, C., Tockner, K. (2009). Conversion of organic material by black soldier fly larvae: establishing optimal feeding rates. Waste Management & Research, 27(6), p.603-610.

Diener, S., Zurbrügg, C., Gutierrez, F.R., Nguyen, D.H., Morel, A., Koottatep, T., Tockner, K. (2011). Black Soldier fly larvae for organic waste treatment - prospects and constraints. Proceedings of the 2nd International Conference on Solid Waste Management in the Developing Countries 13-15 February 2011, Khulna, Bangladesh.

Dodane, P.H., Mbéguéré, M., Ousmane, S., Strande, L. (2012). Capital and Operating Costs of Full-Scale Faecal Sludge Management and Wastewater Treatment Systems in Dakar, Senegal. Environmental Science & Technology 46(7), p.3705-3711.

EAWAG, IWMI (2003). Co-composting of Faecal Sludge and Municipal Organic Waste – A Literature and State-of-Knowledge Review. Disponible en: http://www.eawag.ch/forschung/sandec/publikationen/ewm/dl/CCP_FS_orgWaste.pdf.

EAWAG, Stauffer B., Spuhler D. (2010). Imhoff Tank. En: Conradin, K., Kropac, M., Spuhler, D. (Eds.) (2010): The SSWM Toolbox. Basilica, Suiza: seecon international gmbh.

Fernández, R.G., Ingallinella, A.M., Sanguinetti, G.S., Ballan, G.E., Bortolotti, V., Montangero, A., Strauss, M. (2004). Septage Treatment Using Waste Stabilization Ponds. Proceedings, 9th International IWA Specialist Group Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control and 6th International IWA Specialist Group Conference.

Fidjeland, J., Magri, M.E., Jönsson, H., Albihn, A., Vinnerås, B. (2013). The potential for self-sanitisation of faecal sludge by intrinsic ammonia. Water Research 47(16), p.6014-6023.

Gaulke, L.S. (2006). Johkasou. On-site Wastewater Treatment and Reuses in Japan. Proceedings of the Institute of Civil Engineers. Water Management 159(2), p.103-109.

Hall, J. (1999). Ecological and economical balance for sludge management options. En: Langenkamp, H., Marmo, L. (eds.). Workshop on Problems around Sludge, Stresa, Italy, 18-19 November 1999, p.155-172.

Heinss, U., Larmie, S.A., Strauss, M. (1998). Solids separation and pond systems for the treatment of faecal sludges in the tropics 05/98. Dubendorf, Suiza: EAWAG/SANDEC.

Hill, P.E., Bux, M. (2011). Harnessing solar energy for biosolids management: a green approach to drying. Resumen disponible en: http://info.ncsafewater.org.

Ingallinella, A.M., Sanguinetti, G.S, Fernández, R.G., Strauss, M., Montangero, A. (2002). Cotreatment of sewage and septage in waste stabilization ponds. Water Science and Technology 45(1), p.9-15.

Jenkins, M.B., Bowman, D.D., Ghiorse, W.C. (1998). Inactivation of Cryptosporidium parvum oocysts by ammonia. Applied Environmental Microbiology 64(2), p.784-788.

Klingel, F., Montangero, A., Koné, D., Strauss, M. (2002). Fecal Sludge Management in Developing Countries. A planning manual. Dübendorf, Suiza: EAWAG/SANDEC.

Koné, D., Cofie, O., Zurbrügg, C., Gallizzi, K., Moser, D., Drescher, S., Strauss, M. (2007). Helminth eggs inactivation efficiency by faecal sludge dewatering and co-composting in tropical climates. Water Research 41(19), p.4397-4402.

Koottatep, T., Polprasert, C., Oanh, N.T.K., Heinss, U., Montangero, A., Strauss, M. (2001). Septage dewatering in vertical-flow constructed wetlands located in the tropics. Water Science and Technology 44: 181-188.

Koottatep, T., Surinkul, N., Polprasert, C., Kamal A.S.M., Koné, D., Montangero, A., Heinss, U., Strauss, M. (2004). Treatment of septage in constructed wetlands in tropical climate–Lessons learnt after seven years of operation. Water Science and Technology 51 (9), p.119-126.

Kurup, B., Kurup, R., Mathew, K. and Ho, G. (2002) Co-treatment of septage in a municipal sewage treatment pond system. Water Science & Technology, 46 (9). p.315-321.

Lowe, P. (2007). Developments in the thermal drying of sewage sludge. Water and Environment Journal 9(3), p.306-316.

Mara, D.D. (2004). Domestic Wastewater Treatment in Developing Countries. Londres, Gran Bretaña: Earthscan Publications.

Mara, D.D., Alabaster, G.P., Pearson, H.W., Mills, S.W. (1992). Waste Stabilization Ponds: A Design Manual for Eastern Africa. Lagoon Technology International. Leeds, Gran Bretaña.

Maurer, M. 2009. Specific net present value: An improved method for assessing modularization costs in water services with growing demand. Water Research 43(8), p.2121-2130.

Mendez, J.M., Jimenez, B.E., Barrios, J.A. (2002). Improved alkaline stabilization of municipal wastewater sludge. Water Science and Technology 46, p.139-146.

Metcalf, Eddy (2003). Wastewater Engineering: Treatment and Reuse, 4th ed. McGraw Hill, Nueva York, EE.UU.

Murray Muspratt, A., Nakato, T., Niwagaba, C., Dione, H., Kang, J., Stupin, L., Regulinski, J., Mbéguéré, M., Strande, L. (2014). Fuel potential of faecal sludge: calorific value results from Uganda, Ghana and Senegal. Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development 4(2): 223–230. Resumen disponible en: http://www.iwaponline.com/washdev/004/washdev0040223.htm

Nikiema, J., Cofie, O., Impraim, R., Adamtey, N. (2013). Processing of Fecal Sludge to Fertilizer Pellets Using a Low-cost Technology in Ghana. Environment and Pollution 2 (4), p.70-87.

Papadopoulos F., Papadopoulos A., Parisopoulos G., Sdragas G., Metaxa I. (2007). The Treatment of Septage Using Stabilization Ponds. Fresenius Environmental Bulletin 16(4): 385-392.

Park, G. W., Diez-González, F. 2003. Utilization of carbonate and ammonia-based treatments to eliminate Escherichia coli O157:H7 and Salmonella DT104 from cattle manure. Journal of Applied Microbiology 94(4), p.675-685.

Pescon, B.M., Nelson, K.L. (2005). Inactivation of *Ascaris* suum eggs by ammonia. Environmental Science and Technology 39, p.7909-7914.

Robbins, D. (2009). Septage Treatment – Lime Stabilisation. Disponible en http://sfluseptage.blogspot.nl/2010/05/septage-tretament-lime-stabilization.html.

Rodríguez-Canchéa, L.G., Cardoso Vigueros, L., Maldonado-Montiel, T., Martínez-Sanmiguel, M. (2010). Pathogen reduction in septic tank sludge through vermicomposting using Eisenia fetida. Bioresource Technology 101(10), p.3548-3553.

Rouse, J., Rothenberger, S., Zurbruegg, C. (2008). Marketing Compost. A Guide for Compost Producers in Low and Middle-Income Countries. Dübendorf, Suiza: SANDEC/EAWAG).

Seginer, I., Bux, M. (2005). Prediction of Evaporation Rate in a Solar Dryer for Sewage Sludge. International Commission of Agricultural Engineering, Commission Internationale du Genie Rural (CIGR), E-Journal Volume 7.

Shanahan, E.F., Roiko, A., Tindale, N.W., Thomas, M.P., Walpole, R., Ipek Kurtböke, D. (2010). Evaluation of pathogen removal in a solar sludge drying facility using microbial indicators. International Journal of Environmental Research and Public Health 7(2), p.565–582.

Sheppard, D.C., Newton, G.L., Thompson, S.A., Savage, S.E. (1994). A value added manure management system using the Black Soldier fly. Bioresource Technology 50, p.275-279

Song, Z., Qin, J., Yang, G., Feng, Y., Ren, G. (2012). Effect of human excreta mixture on biogas production. Advanced Materials Research 347, p.2570-2575.

Steiner, M., Montangero, A., Koné, D., Strauss, M. (2002). Estimation of Collection, Haulage, Treatment and Disposal/Reuse Cost. 1st Edition, October 2002. Informe de Sandec, disponible en www.eawag.ch/sandec.

Still, D., Louton, B., Bakare, B., Taylor, C., Foxon, K., Lorentz, S. (2012). Investigating the potential of deep row entrenchment of pit latrine and waste water sludges for forestry and land rehabilitation purposes – WRC Project No. K5/1829. Water Reserach Commission (WRC), Sudáfrica.

Strauss, M., Drescher, S., Zurbruegg, C., Montangero, A., Cofie, O., Drechsel, P. (2003). Co-composting of Faecal Sludge and Municipal Organic Waste - a Literature and State-of-Knowledge Review. Disponible en www.eawag.ch/forschung/sandec/publikationen/swm/dl/Strauss_2003.pdf.

Strauss, M., Larmie, S.A., Heinss, U., Montangero, A. (2000). Treating Faecal Sludges in Ponds. Disponible en www.eawag.ch/forschung/sandec/publikationen/ewm/dl/FS_WSP_overview2.pdf.

Tilley, E., Lüthi, C., Morel, A., Zurbrügg, C., Schertenleib, R. (2008). Compendio de Sistemas y Tecnologías de Saneamiento. EAWAG, Dübendorf, Suiza. Disponible en: http://www.eawag.ch/forschung/sandec/publikationen/compendium_e/spanish_version

Turovskiy, I., Mathai, P.K. (2006). Wastewater Sludge Processing. John Wiley and Sons, Nueva Jersey, EE.UU.

USEPA. (2000). Biosolids Technology Fact Sheet: Alkaline Stabilization of Biosolids. EPA 832-F-00-052. Washington, DC, EE.UU: United States Environmental Protection Agency. Accesible buscando en: nepis.epa.gov.

WSP (ed.). (2007): Philippines Sanitation Source Book and Decision Aid. Washington, DC, EE.UU.: Water and Sanitation Program.

Zhao, L., Wang, Y. Yang, J., Xing, M., Li, X., Yi, D., Deng, D. (2010). Earthworm-microorganism interactions: a strategy to stabilize domestic wastewater sludge. Water Research 44(8), p.2572-2582.

Preguntas para el Estudio de este Capítulo

1. ¿Cuál tecnología (o conjunto de ellas) recomendaría usted para tratar los LF de una pequeña ciudad tropical que dispone de grandes extensiones de terreno y la capa freática de agua en el suelo está muy profunda? ¿Cuáles serían las ventajas y desventajas de esta solución?
2. Describa las siguientes tecnologías innovadoras para tratar los LF: conversión por larvas de *Hermetia illucens*; uso de amoniaco; secado térmico con granulación; y compostaje con lombrices.
3. Nombre dos tecnologías del tratamiento de lodos provenientes de aguas servidas que podrían ser aplicadas para tratar los LF.
4. ¿Por qué son de especial importancia las condiciones locales en la selección de una tecnología para tratar los LF?

Capítulo 6

Tanques de Sedimentación y Espesamiento

Pierre-Henri Dodane y Magalie Bassan

Tecnología

Objetivos de aprendizaje

- Conocer los contextos en los cuales los tanques de sedimentación y espesamiento constituyen una tecnología adecuada de tratamiento.
- Entender cómo funcionan estos tanques.
- Reconocer sus posibles ventajas y desventajas.
- Estar al tanto del grado de atención en la operación, el mantenimiento y el monitoreo de un tanque de sedimentación y espesamiento que es necesario para lograr una decantación adecuada de los líquidos y los sólidos.
- Ser capaz de diseñar un tanque de sedimentación y espesamiento que cumpla con los objetivos de tratamiento.

6.1 INTRODUCCIÓN

Los tanques de sedimentación y espesamiento son utilizados para separar las fracciones líquida y sólida de los lodos fecales (LF). Fueron desarrollados inicialmente para el tratamiento primario de aguas servidas y para la clarificación de las mismas, luego de su tratamiento secundario. Funcionan bajo el mismo mecanismo que tanques sépticos. Los que son para el tratamiento de los LF son tanques rectangulares, en los cuales los LF entran por la parte superior de un extremo, la fracción líquida sale al otro extremo, los lodos asentados se retienen en el fondo y la nata flota en la superficie (Figura 6.1). Durante su tiempo de retención, las partículas más pesadas se asientan por efecto de la gravedad. Las partículas más livianas, como aceites y grasas, en cambio, flotan hasta la superficie. Los sólidos son recolectados desde el fondo y los líquidos salen más arriba. Se requieren flujos hidráulicos tranquilos y quietos, puesto que cualquier turbulencia alteraría la sedimentación, el espesamiento y la flotación. Se pueden ubicar deflectores a fin de ayudar a controlar la turbulencia en la entrada y para mantener la fracción líquida separada de la nata y los lodos asentados.

Luego de decantarse, las fracciones líquida y sólida de los LF requieren tratamiento adicional, según su destino final, ya que todavía contienen patógenos y los sólidos aún deben estabilizarse y secarse más. (En los Capítulos 5 y 17 se analizan las combinaciones entre tecnologías.) Los tanques de sedimentación y espesamiento pueden instalarse en cualquier clima, pero son especialmente convenientes para tratar LF con pocos sólidos y en climas lluviosos o templados. También son una importante alternativa en sectores urbanos donde el espacio es limitado, por lo que reducen el área requerida para los pasos posteriores de tratamiento. Por ejemplo, al separar gran parte del agua en tanques de sedimentación y espesamiento, los lechos de secado pueden ser mucho más pequeños.

Al aplicar los tanques de sedimentación y espesamiento, siempre debe haber por lo menos dos de estos en paralelo, con el fin de permitir el ciclo entero de uso, mantenimiento y extracción de los lodos. Para mayor compactación de los lodos y para facilitar las operaciones, es preferible dejar los tanques en reposo durante este periodo de compactación y en el momento de sacar la nata, drenar la fracción líquida y extraer los lodos espesos. En general, estos tanques son operados durante una a cuatro semanas, para luego entrar en reposo. Cuando son dos tanques operados en paralelo, cada tanque está en uso 50 % del tiempo.

En la mayoría de las instalaciones existentes en países de bajos ingresos, se extrae los lodos con retroexcavadores, bombas (si los lodos no están demasiado espesos) o camiones aspiradores fuertes. En cambio, en las EDAR, estos tanques suelen tener aparatos mecánicos para retirar los lodos asentados.

Este capítulo presenta un resumen de los mecanismos básicos, recomendaciones de diseño, condiciones operativas y rendimientos de los tanques de sedimentación y espesamiento en el tratamiento de LF. Es también factible instalar lagunas más amplias para sedimentación, similares a las lagunas anaeróbicas que se utilizan en el tratamiento de aguas servidas. Las principales diferencias son que, en las lagunas, más lodos pueden acumularse, es difícil extraerlos y existe más tiempo para la digestión anaeróbica. Debido a la escasez de tanques de sedimentación y espesamiento que actualmente tratan LF, la información en este capítulo se basa en conocimientos teóricos y en ciertas experiencias en África Occidental. En Kumasi, Ghana, hay una estación de tratamiento de LF (ETLF) con un volumen de 100 m^3 en tanques de sedimentación y espesamiento que tratan los LF antes de su colocación en lechos de secado (Figura 6.2). Las pautas de diseño presentadas en este capítulo pueden adaptarse a otros contextos.

6.2 MECANISMOS FUNDAMENTALES

Los tanques de sedimentación y espesamiento dependen de tres mecanismos principales: sedimentación, espesamiento y flotación (descritos en mayor detalle en Capítulo 3). La digestión anaeróbica también ocurre ahí, aunque no es la meta, debido a su producción de burbujas de gas que pueden reducir la eficacia de la decantación al flotar partículas y mezclar las sustancias. A continuación, se presenta un breve resumen de estos mecanismos.

6.2.1 Sedimentación

En los tanques de sedimentación y espesamiento, las partículas de sólidos suspendidos (SS) que son más pesadas que el agua se asientan en el fondo del tanque por gravedad. Existen tres formas de sedimentación:

- Independiente, en la cual las partículas se hunden una indiferente de la otra;
- Floculante, en la cual el proceso se acelera al formar agregaciones de partículas; e
- Impedida, en la cual la tasa se reduce por la alta concentración de partículas (Ramalho, 1977).

Entrada de los LF (luego del tamizado)
Salida de la fracción líquida
Capa de nata
Capa de la fracción líquida
Capa de la separación
Capa de los lodos asentados
Extracción de los lodos espesos (bomba)

Figura 6.1 Esquema de las capas en un tanque de sedimentación y espesamiento.



Figura 6.2 **Los dos tanques de sedimentación y espesamiento de la Estación de Tratamiento de Lodos Fecales Rufisque en Dakar, Senegal (izq.). El ciclo operativo dura 2 semanas (1 semana de uso, otra de reposo) y luego se bombean los lodos a lechos de secado. La laguna de sedimentación y espesamiento en Achimota, Accra, Ghana, tiene un ciclo operativo de 8 semanas (4 semanas de uso, 4 semanas de reposo; der.). Como los lodos se espesan durante 4 veces más tiempo, no es posible extraerlos con una bomba y su retiro es manual (foto: SANDEC).**

De forma independiente o floculante, la sedimentación sucede rápidamente en estos tanques. La forma impedida ocurre encima de la capa de lodos que se acumula en el fondo, donde la concentración de sólidos suspendidos es mayor. Estos procesos disminuyen la concentración de sólidos en la fracción líquida y generan una acumulación de sólidos en el fondo del tanque.

Las partículas más densas se asientan más rápidamente que las menos densas. En teoría, se podría diseñar los tanques de sedimentación y espesamiento basándose en los fundamentos de sedimentación según la distribución de tipos y formas de las partículas presentes en los LF. Aunque esta teoría es importante para entender el diseño de estos tanques, en la práctica se determinan y utilizan valores empíricos basados en las características específicas de los LF por tratar.

La Ecuación 6.1 expresa la velocidad teórica de sedimentación de una partícula, la que se define como la rapidez alcanzada por una partícula que se asienta en el tanque, a medida que la gravedad vence tanto la tendencia de flotar como la resistencia del líquido a permitir su paso.

Ecuación 6.1:

$$V_c = \left[\frac{4}{3} \cdot \frac{g \cdot (\rho_s - \rho) \cdot d}{C_d \cdot \rho} \right]^{1/2}$$

Donde:
V_c = la velocidad final de sedimentación de una partícula (m/h)
g = aceleración gravitacional (m/s^2)
ρ_s = densidad de la partícula (g/L)
ρ = densidad del líquido (g/L)
C_d = coeficiente de resistencia al paso

La velocidad crítica de sedimentación (V_c) es seleccionada basándose en la cantidad de sólidos que se desea decantar. En teoría, si el flujo es laminar (sin turbulencia) y no existen "cortocircuitos", todas las partículas con una velocidad mayor a V_c serán separadas. De esta manera, se puede diseñar un tanque según el porcentaje de partículas que se desea separar. Como el flujo en estos tanques es longitudinal, es necesario diseñarlos lo suficientemente largos para asegurar que las partículas con velocidades de sedimentación igual o mayor a V_c tengan el tiempo necesario para asentarse antes de llegar a la salida. Las otras partículas que no se asientan tan rápidamente saldrán en el efluente (Figura 6.3). En Sección 6.3.2, se analiza cómo seleccionar el valor de V_c en diseños reales.

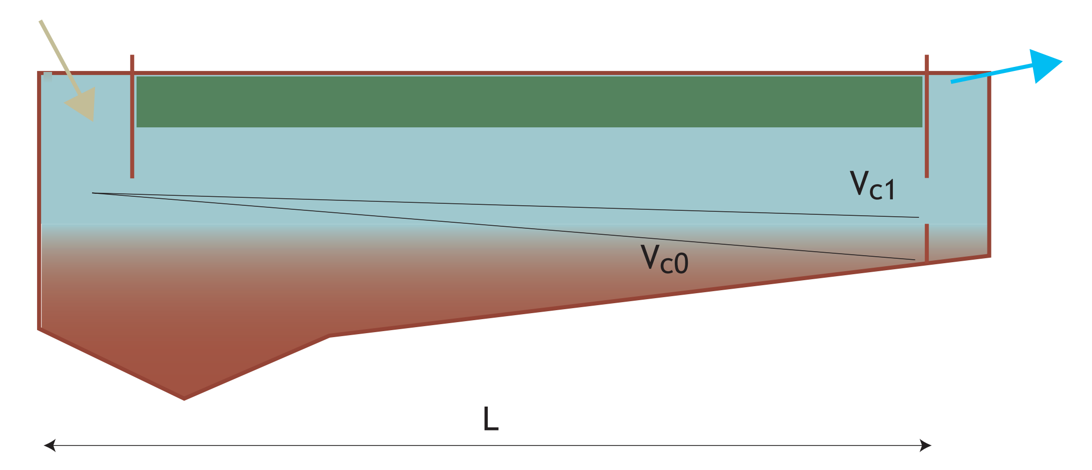


Figura 6.3 Esquema de la velocidad final de sedimentarse (V_c) requerida para que una partícula se asiente dentro de un tanque de longitud L.

Tecnología

6.2.2 Espesamiento

Las partículas que se acumulan en el fondo del tanque se comprimen mediante un proceso llamado espesamiento, el cual funciona debido al peso de las partículas que se encuentran encima, ya que dicho peso exprime el agua e incrementa la concentración de sólidos. Es un resultado de la gravedad y se presenta cuando la concentración de SS es alta y las fuerzas entre las partículas impiden su movimiento individual. Una importante consideración en el diseño de estos tanques es dejar suficiente espacio para el almacenamiento de los lodos, que reducen, en efecto, la profundidad del tanque que esté disponible para sedimentación adicional. También influye en el diseño de las operaciones, el mantenimiento y el cronograma de la extracción de lodos.

6.2.3 Flotación

En forma similar a los mecanismos de sedimentación y espesamiento, la flotación se explica por influencia de la fuerza gravitacional sobre diferencias en la densidad. La flotabilidad es la fuerza ascendente causada por la densidad del líquido. Para que floten las partículas, su flotabilidad tiene que ser mayor a la fuerza gravitacional sobre las partículas. Las partículas hidrofóbicas, como aceites y grasas y las que tiene una densidad menor a la del agua son elevadas hasta la superficie del tanque mediante la flotación. Por otro lado, algunas partículas también son llevadas a la superficie por las burbujas que resultan de la digestión anaeróbica. Esta capa que se acumula encima del agua es llamada nata. Es importante tomar en cuenta la nata en el proceso de diseño, ya que también reduce el volumen efectivo del tanque. La cantidad de nata asociada con la sedimentación de LF puede ser considerable y no debe ser pasada por alto. (Se observa abundante nata en los tanques y la laguna de la Figura 6.2.)

6.2.4 Digestión anaeróbica

La digestión anaeróbica también sucede en los tanques de sedimentación y espesamiento, especialmente en la capa de lodos espesos en el fondo. El grado de digestión depende del grado de estabilización previa de los LF, la temperatura y el tiempo de retención en el tanque. Por medio de este proceso, parte de la materia orgánica se degrada, generando gases. La experiencia operativa ha demostrado que los LF frescos y poco estabilizados (p.ej., de baños públicos que son vaciados frecuentemente) no se sedimentan bien, debido a los gases causados por la digestión que suben y mezclan los lodos, además de que contienen más agua ligada. Por lo tanto, es más conveniente tratar en los tanques de sedimentación y espesamiento LF estabilizados (p.ej., de tanques sépticos) o una combinación de lodos añejos y frescos (Heinss *et al.*, 1998; Vonwiller, 2007).

6.2.5 Capas sólidas y líquidas

Las interacciones de estos mecanismos ocasionan la separación de los LF en cuatro capas (Figura 6.1; Heinss *et al.*, 1998; Metcalf y Eddy, 2003):

- Nata que consiste en la materia (orgánica y no orgánica) que flota (en especial aceites y grasas), junto con las partículas que fueron elevadas por las burbujas de gases;
- Fracción líquida con las partículas que aún no se sedimentan ni flotan;
- Capa de la separación, donde existe una transición entre las capas adyacentes. Aquí es donde más sucede la sedimentación impedida y los lodos no se espesan todavía. Las partículas en esta capa son más vulnerables a ser acarreadas hasta la salida, comparadas a las que ya se encuentran asentadas debajo;
- Lodos espesos asentados en el fondo, con la mayor concentración de sólidos en la parte inferior de esta capa.

6.3 DISEÑO DE TANQUES DE SEDIMENTACIÓN Y ESPESAMIENTO

Esta sección proporciona recomendaciones para el diseño de tanques de sedimentación y espesamiento para el tratamiento de LF, según el estado actual de conocimiento. Este diseño se basa en los volúmenes de los LF por tratar, la fracción líquida que saldrá, la nata que flotará y los lodos que se asentarán. Un buen diseño debe incluir la extracción periódica y eficiente de natas y lodos, con el fin de optimizar la separación de sólidos y líquidos. A continuación, se analizan estos aspectos, junto con dos casos de estudio y un ejemplo de un diseño.

6.3.1 Pruebas de laboratorio y características de lodos fecales que influyen en el diseño

Un buen conocimiento de las características específicas de los LF por tratar es necesario a fin de determinar la superficie del tanque y los volúmenes de nata, fracción líquida, capa de separación y lodos espesos. Como indica el Capítulo 2, la determinación certera de la cantidad de LF que genera una población es un gran desafío, según la infraestructura local y el sistema existente de manejo. La carga del diseño también tiene que tomar en cuenta que las cantidades y características de los LF pueden variar según la época del año. Es necesario estimar empíricamente la capacidad de sedimentación de los LF específicos a fin de dimensionar correctamente el tanque. Análisis preliminares de laboratorio deben realizarse para determinar en qué grado los LF son propensos a sedimentarse, espesarse y separarse de la nata, además de su concentración de SS (Strauss *et al.*, 2000). Es importante asegurar que la muestra de LF para los ensayos es representativa de los lodos por tratar. Por ejemplo, si los LF son recolectados y transportados en camiones aspiradores, se debería tomar las muestras de estos mismos camiones, ya que estos son los lodos que serán descargados en la ETLF.

El índice del volumen de los lodos (SVI) es un método de laboratorio para determinar empíricamente la tendencia de los lodos a sedimentarse basándose en la cantidad de sólidos suspendidos que se asientan en un tiempo dado. Primero, se determina el contenido de SS de los LF y luego se llena un cono Imhoff en donde puedan asentarse (Figura 6.4). Después de 30 o 60 minutos, se miden los LF asentados en mL/L y se calcula el SVI al dividir el volumen asentado de LF por la concentración de SS (en g/L), en otras palabras esto indica el volumen de lodos asentados por gramo de sólidos presentes (vea el ejemplo de este cálculo a continuación). La prueba Imhoff no da una estimación exacta de la profundidad de la capa de lodos espesados, ya que esta prueba se realiza por lotes, en lugar del uso continuo de un tanque de sedimentación y espesamiento. Los conos Imhoff mayores a un litro dan resultados más representativos, puesto que el efecto de la pared es menor (Heinss *et al.*, 1999).

Según la experiencia en el diseño de tanques de sedimentación y espesamiento para aguas servidas en EDAR, los lodos con un SVI menor a 100 mL/g presentan una buena separación de sólidos y líquidos en los tanques de sedimentación y espesamiento. Pruebas realizadas con LF en Accra (Ghana) y Dakar (Senegal) demostraron que si el SVI es entre 30 y 80 mL/g su sedimentación y espesamiento son adecuados en estos tanques (Heinss *et al.*, 1998; experiencia personal de Dodane). Pruebas de SVI en Dakar también indicaron que los LF se asientan rápidamente durante los primeros 20 minutos y siguen espesándose durante los 100 minutos siguientes (Badji *et al.*, 2011).



Ejemplo: El cálculo del índice de volumen de lodos (SVI)

Una muestra de LF de un tanque séptico en Burkina Faso tiene una concentración de SS de 6,6 g/L. El volumen de los LF asentados luego de 60 minutos es 198 mL/L.
SVI = Volumen de LF asentados/concentración de SS = 198/6,6 = 30 mL/g.

Estos LF serían considerados adecuados para un tratamiento en un tanque de sedimentación y espesamiento. Con los lodos generados en EDAR de lodos activados, se considera que un SVI menor a 100 mL/g indicaría el cumplimiento de condiciones ideales de sedimentación (Pujol *et al.*, 1990). Con LF, es necesario tomar en cuenta su estabilización y origen, pero se requiere mayor estudio para determinar los límites adecuados.

6.3.2 Superficie y longitud del tanque

El tanque requiere una longitud suficiente y una distribución hidráulica adecuada con el fin de asegurar que toda la superficie del tanque sea utilizada y que las partículas tengan el tiempo necesario para sedimentarse. La superficie de un tanque de sedimentación y espesamiento puede calcularse con la Ecuación 6.2, según la velocidad ascendente (V_u) y el flujo afluente (Q_p) (Metcalf y Eddy, 2003).

Ecuación 6.2: $S = Q_p / V_u$

Donde:
S = superficie del tanque (m^2)
V_u = velocidad igualitaria de sedimentación (m/h)
Q_p = flujo afluente máximo (m^3/h) = $Q \cdot C_p/h$

Donde:
Q = flujo afluente diario promedio
C_p = coeficiente de flujo máximo en 'horas pico'
h = número de horas operativas de la estación de tratamiento, ya que solo se reciben los LF en horas de funcionamiento

La velocidad igualitaria de sedimentación (V_u) se define como "la velocidad de sedimentación de una partícula que se asienta a través de una distancia exactamente igual a la profundidad efectiva del tanque durante el tiempo teórico de retención" (Ramalho, 1977). Es utilizada para calcular el flujo afluente aceptable que permite

que se asienten las partículas que exhiben la velocidad definida de sedimentación. Las partículas que tienen velocidades de sedimentación menores a V_c serán acarreadas por la fracción líquida al efluente. Se selecciona un valor para el porcentaje deseado de separación de los sólidos suspendidos (SS) y luego se elige la velocidad crítica de sedimentación a ser igual a la velocidad final de sedimentación de las partículas más livianas que se asentarán en el tanque. Por ejemplo, en la Figura 6.3, $V_u = V_{c0} > V_{c1}$. Así, por un flujo afluente dado de LF, la velocidad afluente en la superficie de un tanque corresponde a la separación de un porcentaje dado de SS.

El coeficiente de flu~~jo m~~áximo (o ‘pico’) se calcula mediante observación en los momentos que más camiones descargan lodos en el ETLF. Por ejemplo, en Dakar, se observó que el periodo ‘pico’ era a las 11:00 de la mañana, porque los camiones eran más activos en su labor de vaciado más temprano en la mañana y se calculó que el flujo a esa hora era 1,6 veces mayor al promedio.

V_u puede estimarse según los valores de SVI. A pesar de los límites del cálculo teórico para fines de diseño, algunos métodos han sido desarrollados para vincular SVI y V_u, basándose en experiencias a largo plazo en el tratamiento de los lodos generados en las EDAR de lodos activados (Pujol *et al.*, 1990). Sin embargo, este tipo de conocimiento empírico no existe todavía para LF. Se podría utilizar un valor de 0,5 m/h para V_u, en tanques rectangulares de sedimentación que tratan LF con un SVI menor a 100 (experiencia personal de Dodane).

Una vez que se calcula la extensión del tanque, se debe seleccionar la proporción del ancho respecto al largo. Por ejemplo, Heinss *et al.* (1998) recomiendan una relación de ancho a largo entre 1:10 y 1:5. A medida que la velocidad final de sedimentación es menor, el tanque debe ser más largo, para permitir que las partículas se asienten.

6.3.3 Volumen del tanque

El próximo paso consiste en calcular el volumen del tanque, tomando en cuenta la profundidad de las cuatro capas descritas en la Figura 6.1. Es necesario tomar en cuenta la reducción en la profundidad efectiva que ocurrirá con la acumulación de nata y lodos espesos, que (en caso de ser subestimada) puede ocasionar la salida de demasiados sólidos con la fracción líquida.

Basándose en observaciones de los tanques de sedimentación y espesamiento en Accra y Dakar (Heinss *et al.*, 1998), se recomiendan los siguientes valores para el diseño de tanques para tratar LF similares:

- Zona de nata: desde 40 cm (con uso durante una semana, compactación y limpieza durante otra semana) hasta 80 cm (con uso durante 4 semanas, compactación y limpieza durante 4 semanas);
- Zona de la fracción líquida: 50 cm; y
- Zona de separación: 50 cm.

La profundidad de la zona de lodos espesados debe calcularse con el flujo afluente previsto y la concentración de los lodos espesados (C_t). El diseño de un volumen suficiente para el almacenamiento de los lodos espesados es primordial para prevenir la salida de lodos asentados durante algún ciclo operativo. Por lo tanto, deben definirse desde el comienzo la duración prevista del ciclo operativo (uso, compactación y extracción) y los métodos para extraer la nata y los lodos espesados. El volumen de la zona para el almacenamiento de los lodos espesados (V_t) puede calcularse mediante la Ecuación 6.3 (Metcalf y Eddy, 2003).

Ecuación 6.3: $$V_t = \frac{Q \cdot C_i \cdot e \cdot N}{C_t}$$

Donde:
V_t = el volumen de la zona para el almacenamiento de los lodos espesados (m^3)
Q = el flujo afluente diario promedio de LF (m^3/día)
C_i = la concentración promedio de sólidos suspendidos (SS) en los LF (g/L)
e = la eficiencia prevista de la sedimentación = proporción de SS que se asientan (%)
N = el número de días que dura cada ciclo (días)
C_t = la concentración promedio de SS en los lodos espesados al final del periodo de uso (g/L)

El flujo diario promedio es utilizado para estimar la acumulación de lodos, mientras que el flujo máximo es usado para calcular la superficie y la longitud del diseño a fin de asegurar una buena sedimentación bajo todas las condiciones operativas previstas. El volumen de la zona de espesamiento se basa en la sedimentación prevista de los LF. No es tomado en cuenta en el diseño, pero un mayor tiempo de almacenamiento de los tanques en reposo (sin uso) antes de extraer los lodos contribuye a su mayor espesamiento y compactación. En el campo, se han observado eficiencias promedio de sedimentación de los LF de solamente alrededor de un 60 %, debido a operación y mantenimiento inadecuadas, además de la elevación de burbujas (Heinss *et al.*, 1998). Sin embargo, se recomienda utilizar el valor de un 80 % para estimar la eficiencia máxima.

Es necesario calcular cuidadosamente el valor de C_t, asegurando su certeza. Una sobreestimación conduciría a un volumen insuficiente para el almacenamiento y menor eficiencia de sedimentación, ya que algunos de los sólidos podrían ser acarreados afuera antes de asentarse. Una subestimación, en cambio, llevaría a un volumen de almacenamiento innecesariamente grande y el consecuente incremento en los costos de construcción. La Tabla 6.1 presenta ejemplos de las concentraciones de SS en LF antes y después de su tratamiento en estos tanques.

Tabla 6.1 Las concentraciones de lodos fecales en la zona de espesamiento en tanques de sedimentación en Accra y Dakar, en el afluente y después del tratamiento (Heinss *et al.*, 1998; Badji *et al.*, 2011).

Lugar	Concentración de LF afluentes (g SS/L)	Tiempo de espesamiento (días)	Concentración de LF en la zona de espesamiento (g SS/L)
Dakar, ETLF	5	10	60 a 70
Accra, ETLF	15 a 20	9	60 a 85
Accra, ETLF	15 a 20	30	>100
Accra, ETLF	15 a 20	50	140
Accra, laboratorio	40	7	100

El tiempo de utilización del tanque en cada ciclo debe definirse según las características de los LF, la concentración prevista para los lodos espesados y las variaciones por las épocas del año. Las ventajas de tiempos cortos de uso y de compactación es que la nata se mantiene delgada y es más fácil bombear los lodos espesados, por lo que no aún no se encuentran muy compactados (Caso de Estudio 6.1).

6.3.4 Configuración de la entrada y la salida

Es necesario cernir los LF mediante tamices o rejillas antes de su ingreso a los tanques de sedimentación y espesamiento, a fin de separar los desechos gruesos que podrían dañar las bombas. (Se expone mayor detalle acerca de este asunto en el Capítulo 5 sobre tecnologías de tratamiento.)

La parte de la entrada al tanque debe permitir una distribución uniforme y tranquila del flujo a través de todo el tanque, además de evitar los “cortocircuitos”. Por lo tanto, se recomienda colocar deflectores para ayudar a dispersar la energía del afluente y reducir la turbulencia en el tanque. Heinss *et al.* (1998) sugieren construir la primera parte del tanque más profunda para mejorar la sedimentación de los sólidos (Figura 6.3). Las bombas para la extracción de los lodos espesados deben ser aptas para movilizar lodos concentrados. Se deben incluir puntos de fácil acceso en el diseño a fin de permitir al personal acceder a los lodos en estas zonas y facilitar el mantenimiento de las bombas.

Caso de Estudio 6.1: La operación de tanques de sedimentación y espesamiento en Senegal y Ghana. (Adaptado de Heinss *et al.*, 1998; Badji *et al.*, 2011)

Unos tanques de sedimentación y espesamiento han estado en operación en Dakar (Senegal) desde 2006 y en el sector de Accra (Ghana) desde finales de la década de 1980. Periodos cortos de uso, de una semana, fueron adoptados en las ETLF de Dakar, donde los lodos espesados son extraídos principalmente por bombas, aunque los lodos más compactados y las natas son sacados mediante camiones aspiradores. La extracción de las natas requiere camiones aspiradores potentes, los que no están siempre disponibles. Por lo tanto, es primordial asegurar la disponibilidad periódica de los medios mecánicos para extraer los lodos compactados, con el fin de consolidar la eficiencia y sostenibilidad del tanque.

Los tanques de sedimentación y espesamiento en la ETLF de Cambérène fueron diseñados con un tiempo de retención hidráulica (HRT) nominal de 8,6 horas. Debido a una subestimación inicial de la cantidad de LF por tratar, se sobrecargaron los tanques de sedimentación y espesamiento, lo que redujo el HRT efectivo a solo 1,7 horas. Como indica el Capítulo 2, se debería realizar un estudio preliminar de los volúmenes y concentraciones de los LF antes de diseñar los tanques. Las actividades de recolección y transporte deben ser evaluadas, incluyendo el área servida, el número de hogares, la frecuencia del vaciado de las estructuras descentralizadas de contención y los tipos de sistemas descentralizados de saneamiento.

Periodos largos de uso, de 4 semanas, fueron adoptados para los tanques de sedimentación y espesamiento en Accra (Ghana), donde los tanques tienen mayor volumen para el almacenamiento de los LF. Debido a su extensión, estos tipos tanques son llamados también lagunas de sedimentación y espesamiento. Se les hace funcionar durante 4 semanas, luego reposan para su fase de compactación durante 3 o 4 semanas, después de las cuales se extraen los lodos. En este caso, la nata es más profunda y los lodos espesados se vuelven más compactados y más difíciles de sacar. A veces, se tiene que utilizar tractores de pala frontal para retirar el lodo espesado y la nata, ya que ambos presentan altas concentraciones de sólidos. Por lo tanto, puede resultar más difícil operar grandes lagunas de sedimentación y espesamiento.

El punto de salida de la fracción líquida debe estar debajo de la capa de nata y por encima de los lodos asentados. Es conveniente colocar una pared en forma de deflector para prevenir que la nata salga con las aguas. Con el fin de asegurar un flujo hidráulico óptimo, el canal de la salida puede extenderse por todo el ancho de esa pared, en el extremo opuesto de la entrada (Heinss *et al.*, 1998). Al construir la segunda parte del tanque menos profunda, se reduce la posibilidad de arrastrar hacia la salida los sólidos asentados en la capa de espesamiento.

6.4 OPERACIÓN Y MANTENIMIENTO DE TANQUES DE SEDIMENTACIÓN Y ESPESAMIENTO

Por lo menos dos tanques de sedimentación y espesamiento deben operarse juntos, en paralelo y en forma alternada, a fin de permitir un tiempo de reposo y la extracción de los lodos, sin que el tanque esté en uso. Las principales fases en el ciclo operativo son: el uso con LF afluentes, el reposo con compactación y la extracción de lodos espesados y natas. Estos periodos permiten la decantación de los líquidos y luego el espesamiento de los sólidos. Cuando los tanques están en reposo, una mayor compactación ocurre (previa a la extracción de lodos y nata), debido a la falta de alteración hidráulica (Heinss *et al.*, 1998). Durante este reposo, se produce una separación adicional entre sólidos y líquidos, por lo tanto, la concentración de SS se incrementa en los lodos y en la nata.

6.4.1 Extracción de los lodos y natas

Un cronograma de desalojo de nata y lodos acorde con el diseño es esencial para asegurar el debido funcionamiento de los tanques de sedimentación y espesamiento, con una profundidad efectiva adecuada para el asentamiento de las partículas.

La Figura 6.5 indica un ejemplo de la reducción en el volumen efectivo a causa de prácticas inadecuadas de extracción de sólidos. En este caso, la nata no se había quitado durante tanto tiempo que malezas ya crecían allí, lo que, por supuesto, se debe evitar.

Si se observa que un mayor volumen de lodos espesados se acumula que lo que prescribe el diseño, significa que la carga de sólidos es mayor a lo previsto y se debe cambiar los tiempos del ciclo operativo apropiadamente. En general, el desalojo de los lodos (al final del periodo de reposo) demora unas horas o un día. Una vez en operación, se puede realizar un monitoreo detallado para optimizar los tiempos del ciclo operativo, según las condiciones reales.

El primer paso en la extracción de sólidos es quitar la capa de nata, la que presenta generalmente una concentración de sólidos tan alta que resulta ser difícil bombearla. Incluso, a veces permanece en el tanque luego de bombear los lodos espesados (Figura 6.6) y tiene que ser sacada manualmente con palas. Cuando sea posible, se puede extraer la nata con palas desde los dos lados del tanque, si este es suficientemente angosto, o con un camión aspirador fuerte, mientras la fracción líquida está todavía presente. También es factible sacar la nata manualmente o con aspiración, luego de bombear las otras capas inferiores, como se hace en la ETLF Cambérène en Senegal.

A continuación, la fracción líquida es extraída mediante bombeo o gravedad, según el diseño. Es posible bombearla al otro tanque de sedimentación y espesamiento que está en uso o se la puede destinar directamente al siguiente paso en la cadena de tratamiento. Luego, se desalojan los lodos espesados con bombas o palas. Si son extraídos con una bomba, no es necesario quitar primero la fracción líquida, ya que esta genera mayor presión sobre los lodos y facilita su bombeo. Como la profundidad de los tanques es frecuentemente mayor a 2 m, el diseño debe contemplar un fácil acceso con el fin de poder sacar los lodos y limpiar las bombas y los tanques. El operador sabrá cuándo es el momento de extraer los lodos según los tiempos y cargas del diseño, junto con su observación visual del sistema.



Figura 6.5 Ejemplo de operación y mantenimiento inadecuados de un tanque de sedimentación y espesamiento en África Occidental. La nata no se había sacado durante tanto tiempo que ciertas plantas ya crecían sobre ella. La acumulación de un exceso de lodos o nata impide la debida operación de este tipo de tanque que sirve para decantar sólidos y líquidos (foto: SANDEC).



Figura 6.6 **Esta capa de nata se ha quedado en el fondo de un tanque de sedimentación y espesamiento, luego del bombeo de la fracción líquida y los lodos espesados, en la ETLF Rufisque, Senegal (foto: SANDEC).**

Es posible diseñar tanques de sedimentación y espesamiento que incluyen aparatos que raspan y bombean continuamente los lodos espesados afuera del tanque, mientras otros retiran la nata. Estos aparatos facilitan la operación e incrementan la flexibilidad administrativa, pero es necesario tomar en cuenta sus mayores costos de inversión, operación y mantenimiento (Capítulo 11).

6.4.2 Periodo de puesta en marcha y variaciones estacionales

Por lo que los tanques de sedimentación y espesamiento dependen principalmente de procesos físicos, no requieren un tratamiento especial durante el periodo de puesta en marcha. Sin embargo, es conveniente evaluar las profundidades de las diferentes capas, a fin de optimizar los tiempos de uso y reposo, y, como consecuencia, la frecuencia de extracción de los lodos. Por otro lado, variaciones estacionales en las condiciones meteorológicas y las características de los LF pueden influir en la eficiencia de los tanques. Por ejemplo, la pérdida de agua mediante la evaporación en época seca podría aumentar la concentración de sólidos en la nata. También, mayores temperaturas incrementarían el proceso de digestión anaeróbica y, por lo tanto, el grosor de la nata.

6.5 RENDIMIENTO DE LOS TANQUES DE SEDIMENTACIÓN Y ESPESAMIENTO

La mayor consideración en el rendimiento de los tanques de sedimentación y espesamiento es la separación de los líquidos y los sólidos. A continuación, se analizan algunos mecanismos claves para lograr eficiencia en esta separación.

6.5.1 Separación de sólidos y líquidos

En la práctica, el promedio de eficiencia de sedimentación en tanques y lagunas es que solo un 50 o un 60 % de los SS se asientan. Con mejor diseño y operación de los tanques, se puede incrementar esta eficiencia hasta un 80 % (Heinss *et al.*, 1999).

Caso de Estudio 6.2: Tanques de sedimentación y espesamiento y lechos de secado en la ETLF Cambérène, Senegal (Adaptado de Badji *et al.*, 2011; continuado en el Caso de Estudio 7.2)

La ETLF Cambérène, siendo la primera de escala completa en tratar los LF de la ciudad de Dakar, entró en operación en 2006. Consiste en una combinación de tanques de sedimentación y espesamiento (2 tanques de 155 m^3 cada uno). Los lodos espesados son transferidos a los lechos de secado mediante bombeo. El efluente de los tanques, junto con los lixiviados de los lechos de secado, es entregado a la EDAR local. Cada semana, un tanque recibe los LF, mientras el otro reposa y es limpiado. Los LF de Dakar son diluidos, con un promedio de solamente 5 g/L de TS. La capa freática es alta y la mayor parte de los LF provienen de tanques sépticos. La combinación de tanques de sedimentación y espesamiento y lechos de secado fue seleccionada para espesar los lodos antes de su secado y así reducir la extensión necesaria para los lechos de secado.

De 2007 a 2009, se midió la contaminación en el afluente y efluente de cada uno de los dos pasos de tratamiento. Se realizó un monitoreo continuo de la concentración y el contenido de materia seca de los lodos (Badji *et al.*, 2011; Figura 6.7). Aunque fue diseñado para tratar 100 m^3 de LF/día y 700 kg TS/día, la ETLF recibía 340 m^3 LF/día y 1.700 kg TS/día. A continuación, se presenta un análisis del destino de las diferentes fracciones de los LF.

En Accra, Ghana, se demostró la factibilidad de concentrar los lodos hasta un valor de 150 g TS/L, con un tanque similar de sedimentación y espesamiento. Sin embargo, no se sabía en aquel entonces que el afluente en Ghana era más concentrado desde antes. Además, el operador en Dakar dejó los lodos a reposar durante solo una semana, mientras que en Ghana permanecían más tiempo. Como consecuencia,

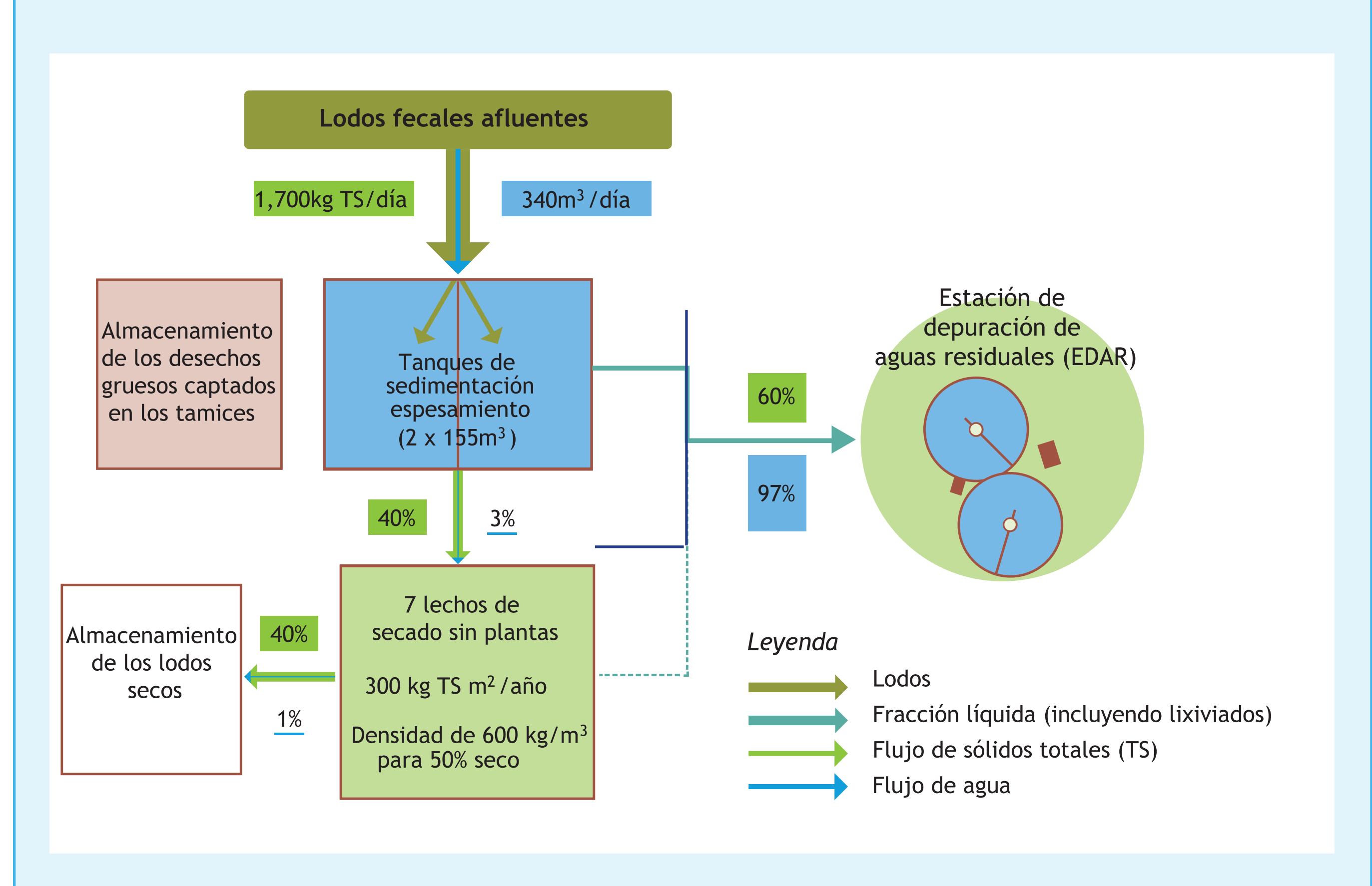


Figura 6.7 Análisis de eficiencia y flujos en la Estación de Tratamiento de Lodos Fecales (ETLF) Cambérène, en condiciones reales de operación (Badji *et al.*, 2011)

se logró una concentración de solo 60 a 70 g TS/L, quedando lejos de los 140 que contemplaba el diseño. Esto demuestra la gran importancia de realizar estudios preliminares para determinar las características (concentración, cantidad, tendencia de espesarse) de los mismos LF locales que se va tratar. A pesar de la dificultad de realizar estos estudios, pueden ahorrar mucho dinero en la operación de la ETLF. Otra complicación fue que el operador opinaba que la operación de los tanques era demasiado difícil, en especial la limpieza de la nata desde adentro del tanque. El bombeo también requería mucha atención, ya que el eje de la bomba se atascaba con desechos y tenía que despejarse. Esta situación condujo a atrasos en el bombeo de los lodos espesados y, por lo tanto, sobrecargas del tanque paralelo que tenía que usarse durante más tiempo de lo que dicta el diseño y un 60 % de los sólidos iban a la EDAR (Figura 6.7).

La concentración de los lodos espesados (C_t) depende de la duración del ciclo operativo y de las características de los LF afluentes (en especial, su tendencia de espesarse; Tabla 6.1). Por ejemplo, se podría lograr que los lodos espesados tengan 60 g TS/L luego de un periodo de uso de 7 días. En Accra, con un ciclo operativo de alrededor de 8 semanas, Heinss *et al.* (1998) observaron un contenido de sólidos totales de 150 g TS/L en la capa espesada.

El grosor de la nata y el contenido de SS dependen principalmente del tiempo que dura el ciclo operativo, de las características de los LF afluentes y de la evaporación. Heinss *et al.* (1998) reportaron una capa de nata de 80 cm en los tanques de sedimentación y espesamiento que fueron operados en ciclos de 8 semanas. En la ETLF de Dakar, la nata tenía un grosor de 10 a 20 cm luego de una semana de uso.

6.5.2 Rendimiento del tratamiento

El principal objetivo de los tanques de sedimentación y espesamiento es la decantación de líquidos y sólidos, no la estabilización o la reducción de patógenos. Adicionales pasos de tratamiento son necesarios tanto para los sólidos espesados como para la fracción líquida. Los niveles de materia orgánica disuelta, nutrientes y partículas suspendidas seguirán elevados en la fracción líquida. En un caso, un 50 % de la DQO afluente quedó en los lodos asentados y la otra mitad en la fracción líquida (Badji *et al.*, 2011) y en otro caso un 25 % de la DQO permaneció en la fracción líquida (Heinss *et al.*, 1998). La eliminación o inactivación de los patógenos es también insignificante. Muchos de los patógenos más grandes, como los huevos de helmintos, se asientan y su separación sería correlacionada con la eficiencia en la separación de SS. Heinss *et al.* (1998) observaron que solo un 50 % de los huevos de helmintos se quedaron en los lodos espesados.

Tabla 6.2 Un ejemplo de los resultados de estudios preliminares para determinar los parámetros de diseño

Concentración inicial en los LF no tratados:	**$C_{i(TS)}$ = 7 g TS/L**
Origen de los LF:	**Principalmente tanques sépticos (LF estabilizados)**
Porcentaje de sólidos volátiles totales:	**<70 %**
Flujo afluente:	**Q = 140 m^3/día**
Horario de operación de la ETLF:	**7 h/día 5 días/semana 52 semanas/año**
Coeficiente del flujo máximo diario:	**C_p = 1,6 (Este flujo 'pico' ocurre frecuentemente en la mañana, luego de la primera rotación de los camiones.)**
Concentración de los lodos espesados (en conos Imhoff de 1 L)	**60 g SS/L**
Tendencia a asentarse (en conos Imhoff de 1 L)	**Buena (SVI = 23 << 100)**

6.6 VENTAJAS Y DESVENTAJAS DE LOS TANQUES DE SEDIMENTACIÓN Y ESPESAMIENTO

Estos tanques son eficientes como un primer paso de tratamiento, ya que se decantan rápidamente los líquidos y los sólidos, son relativamente resistentes y reducen el volumen de los lodos por tratarse en los siguientes pasos.

Las limitaciones de los tanques de sedimentación y espesamiento incluyen:

- La falta de experiencia en su operación con LF y la falta de datos empíricos sobre los cuales basar diseños;
- Los lodos asentados todavía contienen mucha agua y requieren un secado adicional;
- Altos contenidos de SS y sustancias orgánicas en la fracción líquida; y
- La destrucción de patógenos es insignificante y los productos de estos tanques no podrán ser descargados en las aguas superficiales, ni tampoco utilizados directamente en la agricultura (Capítulo 10).

6.7 UN EJEMPLO DEL DISEÑO DE UN TANQUE DE SEDIMENTACIÓN Y ESPESAMIENTO

Como ya se mencionó, el diseño de tanques de sedimentación y espesamiento incluye el cálculo de la superficie, los volúmenes por capa y las configuraciones hidráulicas.

6.7.1 Situación inicial

En una situación de la vida real, estudios preliminares adecuados son necesarios para permitir un diseño específico que se adapta a las características del contexto local. Este ejemplo de un cálculo de un diseño corresponde a una situación típica para la instalación de tanques de sedimentación y espesamiento y se basa en los datos obtenidos en estudios preliminares (Tabla 6.2).

6.7.2 Suposiciones y decisiones del diseño

Con estos datos preliminares, se pueden tomar las siguientes decisiones y suposiciones:

- Una velocidad final de sedimentación de V_c = 0,5 m/h, según la prueba de SVI y experiencia previa;
- Una eficiencia prevista de sedimentación de e = 80 % de los SS;
- 2 tanques en paralelo, para permitir el reposo y limpieza de uno, mientras el otro está en uso;
- Un periodo de uso de una semana, es decir, N (el número de días operativos) = 5 días. Así se minimiza la digestión anaeróbica y el flujo ascendente de gases. Significa que cada tanque está en uso una semana de cada dos semanas, puesto que el ingreso de lodos afluentes se alterna entre los 2 tanques;
- Un periodo corto de reposo y compactación que dura 2 o 3 días. Así, la extracción de sólidos de cada tanque ocurre cada 10 días operativos (es decir, cada 2 semanas), cuando los lodos son todavía suficientemente líquidos para ser bombeados; y
- El operador es experimentado y responsable, por lo tanto, el bombeo de lodos y la limpieza de los tanques serán realizados correctamente.

6.7.3 Cálculos del diseño

La superficie (S) del tanque que se requiere para permitir la velocidad final de sedimentación seleccionada (V_c) puede ser estimada a partir del flujo afluente máximo (Q_p), según las siguientes ecuaciones.

Ecuación 6.4: $Q_p = Q \cdot C_p / 7 = 32\ m^3/h$

Donde 7 = número de horas de atención en la ETLF por día

Ecuación 6.5: $S = Q_p / V_c = 64\ m^2$

Volumen de la zona de espesamiento

La cantidad diaria de SS en los LF (M) se calcula basándose en la concentración inicial de los LF (C_i).

Ecuación 6.6: $M = Q \cdot C_{i(SS)} = 700$ kg SS/día

La masa diaria de SS en los lodos espesados (M_t) es calculado con la eficiencia de sedimentación de los SS (e).

Ecuación 6.7: $M_t = M \cdot e = 560$ kg SS/día

Donde e = 80 %. Para un diseño seguro, el valor de e debe representar a la máxima eficiencia prevista y no al promedio.

El volumen de la zona de almacenamiento de los lodos espesados (V_t) se relaciona con la masa de las partículas atrapadas allí (M_t) y la concentración de SS que se logra en estos lodos (C_t).

Ecuación 6.8: $V_t = M_t \cdot N / C_t = 47\ m^3$

Configuración del tanque

La superficie del tanque debe ser larga y angosta, a fin de facilitar la distribución del flujo. Se recomienda que la relación entre el ancho y el largo sea entre 0,1 y 0,2.

Ecuación 6.9: $S = \text{ancho} \cdot \text{largo} = 3 \cdot 22 = 66\ m^2$

Profundidad de las zonas

Las siguientes características de diseño son recomendables para cada zona:

- Zona de nata: 40 cm (valor que se supone que es suficiente para 2 un ciclo de semanas);
- Zona de la fracción líquida: 50 cm (Heinss *et al.*, 1998);
- Zona de separación: 50 cm (Heinss *et al.*, 1998); y
- Zona de Espesamiento de los lodos: 75 cm (lo que da 47 m^3 de almacenamiento en un tanque de 66 m^2)

Una esquema de estas profundidades es presentada en la Figura 6.8.

Tecnología

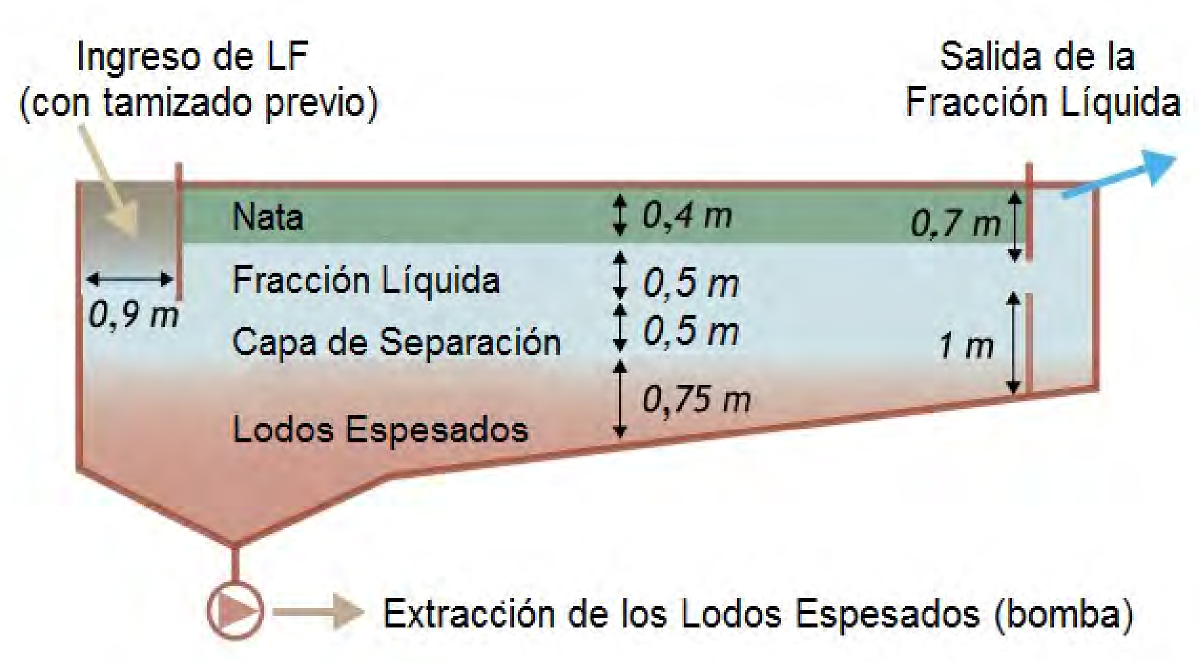


Figura 6.8 Esquema de la configuración del tanque de sedimentación y espesamiento del ejemplo de diseño.

6.7.4 Análisis de flujo de masa en el tratamiento de lodos fecales

En este ejemplo, se diseñó la zona para los lodos espesados basándose en una separación de un 80 % de los SS. Con el fin de planificar el tratamiento adicional de la fracción líquida, una eficiencia de sedimentación (e) más realista de un 60 % debe ser considerada, de tal manera que un 40 % del $C_{i(SS)}$ puede estar en la fracción líquida. Estos flujos de masa se presentan en la Figura 6.9, con las estimaciones de los SS que estarán en la fracción líquida y en los lodos espesados cuando pasan a su tratamiento adicional.

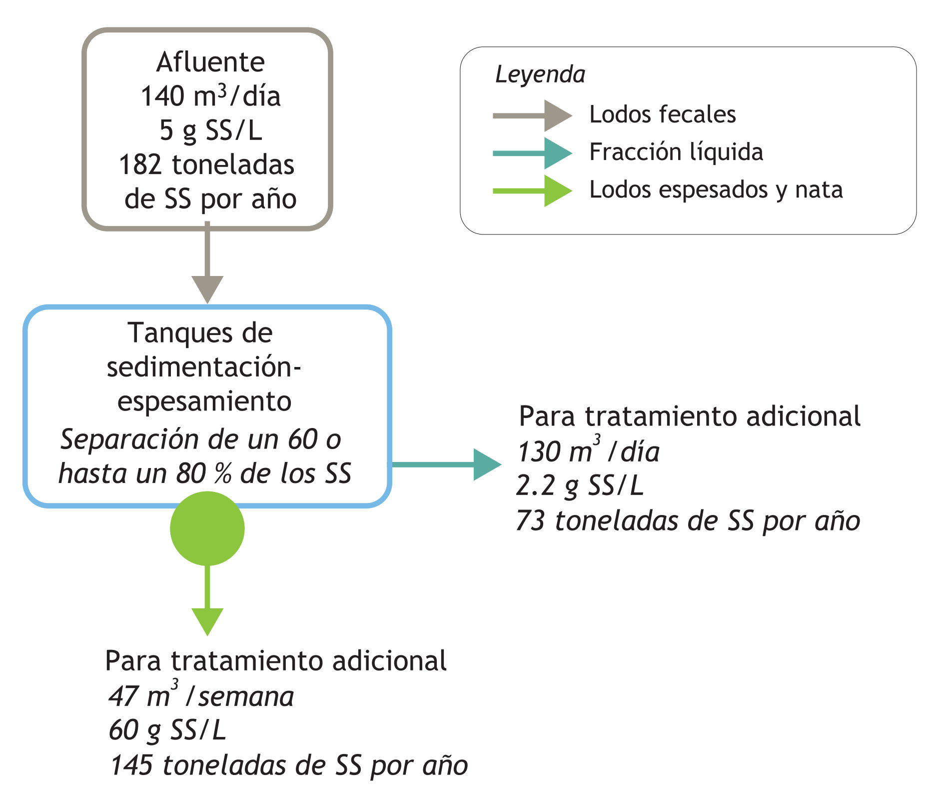


Figura 6.9 Esquema de los flujos de masa en el ejemplo teórico de tratamiento en tanques de sedimentación y espesamiento.

6.8 BIBLIOGRAFÍA

Badji K., Dodane P.H., Mbéguéré, M., Koné, D. (2011), Traitement des boues de vidange: éléments affectant la performance des lits de séchage non plantés en taille réelle et les mécanismes de séchage. Actes du symposium international sur la Gestion des Boues de Vidange, Dakar, 30 juin – 1er juillet 2009. Dübendorf, Suiza: EAWAG/SANDEC.

Heinss, U., Larmie, S.A., Strauss, M. (1998). Solids Separation and Pond Systems for the Treatment of Faecal Sludges in the Tropics – Lessons Learnt and Recommendations for Preliminary Design. Report No. 05/98. Dübendorf, Suiza: EAWAG/SANDEC.

Heinss, U., Larmie, S.A., Strauss, M. (1999). Characteristics of faecal sludges and their solids-liquid separation. Dübendorf, Suiza: EAWAG/SANDEC.

Pujol, R., Vachon, A., Martin, G. (1990). Guide technique sur le foisonnement des boues activées, ed. FNDAE, Ministère de l'Agriculture et de la Foret. Francia.

Ramalho, R.S. (1977). Introduction to Wastewater Treatment Processes, Academic Press.

Strauss, M., Larmie, S.A., Heinss, U., Montangero, A. (2000). Treating faecal sludges in ponds. Water Science and Technology 42(10), p.283-290.

Metcalf y Eddy (2003). Wastewater Engineering: treatment, disposal, reuse. Tchobanoglous, G., Burton, F.L. eds. McGraw-Hill Book Company.

Vonwiller, L. (2007) Monitoring of the faecal sludge treatment plant Cambérène in Dakar. Dübendorf, Suiza: EAWAG.

Preguntas para el Estudio de este Capítulo

1. ¿Cuáles son los tres principales mecanismos que explican el proceso de sedimentación y espesamiento? ¿Cómo funcionan?
2. Nombre tres ventajas y tres desventajas de los tanques de sedimentación y espesamiento.
3. ¿Cuáles son los tres factores que se calculan en el diseño de tanques de sedimentación y espesamiento?
4. ¿Por qué es importante calcular la superficie del tanque, los volúmenes de las distintas zonas y las configuraciones hidráulicas?

Capítulo 7

Lechos de Secado sin Plantas

Pierre-Henri Dodane y Mariska Ronteltap

Tecnología

Objetivos de aprendizaje

- Entender el uso de los lechos de secado sin plantas para la separación del agua de los lodos fecales (LF).
- Conocer los componentes de los lechos de secado sin plantas, sus características y sus efectos sobre el rendimiento de los lechos.
- Comprender el grado de atención que sea necesario en la operación, en el mantenimiento y en el monitoreo para el funcionamiento eficiente de los lechos de secado sin plantas.
- Tener la capacidad para diseñar un lecho de secado sin plantas que logre los objetivos de tratamiento.

7.1 INTRODUCCIÓN

Los lechos de secado sin plantas consisten en filtros poco profundos, llenos de arena y grava (piedras pequeñas, a veces llamada ripio), con un sistema de drenaje por debajo para recolectar los lixiviados. Los lodos fecales son descargados sobre la superficie para desaguar y deshidratarse (Figura 7.1). Este secado se basa en el drenaje de líquidos a través de la arena y la evaporación al aire del agua presente en la superficie de los lodos. Su diseño y operación son muy sencillos y fáciles de comprender, siempre y cuando la tasa de carga de los lodos esté bien seleccionada y los puntos de entrada de los lodos estén bien diseñados. Según las características de los LF, una fracción variable desde un 50 hasta un 80 % se drena como lixiviados, líquidos todavía contaminados que deben ser recolectados y tratados antes de su descarga en el ambiente (Tilley *et al.*, 2014). Una vez secados hasta el grado deseado, los lodos son extraídos del lecho manual o mecánicamente. Un tratamiento posterior para la estabilización y la reducción de patógenos puede ser necesario, según su uso o disposición final. Al considerar la instalación de un lecho de secado, se debe considerar no solo su facilidad de operación a bajos costos, sino también la amplia extensión de terreno que será necesaria y su potencial para generar malos olores.

7.2 PRINCIPIO DEL TRATAMIENTO

Una estación de tratamiento de LF (ETLF) puede consistir en varios lechos de secado. Los lodos son depositados sobre estos en forma rotativa y permanecen allí hasta que se secan al grado deseado. Luego son retirados manual o mecánicamente para su disposición o un tratamiento adicional seguido por distintos usos productivos.

El proceso de secado se basa en dos principios. El primero es la percolación del lixiviado a través de la arena y grava, lo que es considerable en los lodos que contienen un alto porcentaje de agua libre (Sección 3.2) y ocurre

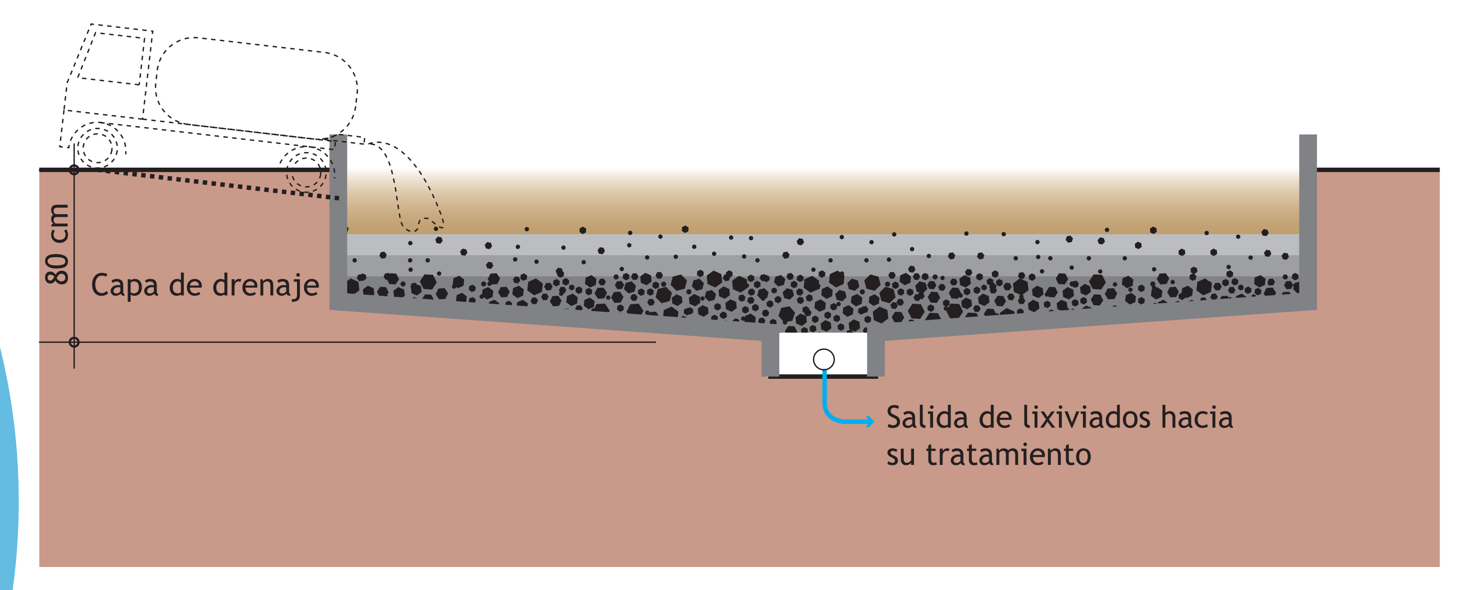


Figura 7.1 Esquema de un lecho de secado sin plantas (Tilley *et al.*, 2014). Si bien no se le observa en esta figura, un deflector es esencial para dispersar la fuerza del chorro de lodos y proteger la arena (Sección 7.5).

rápidamente (en unas horas o días; Heinss *et al.*, 1998). El segundo proceso es la evaporación que separa la fracción de agua ligada y tarda días o semanas. Heinss *et al.* (1998) reportaron que el agua es extraída en un 50 a 80 % por drenaje y en un 20 a 50 % por evaporación. Estos valores son normales cuando existe abundante agua libre y la evaporación es más importante en los casos con una mayor proporción de 'agua ligada'. Por ejemplo, no se observó lixiviado alguno en un estudio con lodos tratados previamente en un tanque de sedimentación y espesamiento (Badji *et al.*, 2011). (El Capítulo 8 explica cómo la evapotranspiración también contribuye a la separación del agua en los lechos de secado con plantas.)

7.3 PARÁMETROS DEL DISEÑO DE LECHOS DE SECADO SIN PLANTAS

Al diseñar estos lechos de secado, es necesario tomar en consideración diferentes factores que varían de un lugar a otro y pueden agruparse en factores climáticos y factores del tipo de LF. Otros parámetros que influyen en el proceso de secado incluyen la tasa de carga de los lodos, el grosor de la capa de lodos y la extensión del lecho. A continuación, se analizan estos aspectos.

7.3.1 Factores climáticos

Los siguientes factores climáticos influyen sobre la operación de lechos de secado sin plantas:

- Humedad, ya que valores altos reducen la evaporación;
- Temperatura, ya que valores altos (en especial en combinación con viento y baja humedad) incrementan la evaporación;
- Pluviosidad, ya que valores altos pueden impedir la factibilidad de esta tecnología. En lugares con una época lluviosa marcada, se podría abstener de operar los lechos en esa época o se podría colocar un techo. La lluvia mojaría nuevamente a los lodos y la intensidad de esto depende de la fase del secado (Sección 7.4.2).

7.3.2 Tipos de lodos fecales

El origen de los LF influye mucho en su secado en estos lechos. Los LF de tanques sépticos contienen menos agua ligada y así el agua drena más fácilmente que en el caso de LF frescos. En otras palabras, se considera que los LF digeridos se desaguan más fácilmente. Por esta razón, se les puede aplicar en capas más gruesas, más frecuentes y con una mayor concentración de sólidos. En general, los LF de baños públicos no son digeridos y sus partículas no se han asentado (Capítulo 2). Debido a su mayor resistencia a la separación del agua, estos LF frescos se drenan menos, el secado tarda más y puede no ser conveniente secarlos en este tipo de lecho.



Figura 7.2 Dos lechos de secado sin plantas, uno recién cargado (izq.) y otro parcialmente secado, en la Estación de Tratamiento de Lodos Fecales Niayes, en Dakar, Senegal (foto: Linda Strande).

Pescod (1971) llevó a cabo experimentos con LF frescos de letrinas de pozo dispuestos en lechos de secado y obtuvo una variedad de resultados en el secado (algunos comparables con los de lodos más estabilizados), pero en general es difícil desaguar lodos frescos, en especial los de baños públicos. Una alternativa es mezclarlos con lodos más añejos y estabilizados (p.ej., de tanques sépticos) a fin de mejorar la separación del agua (Koné *et al.*, 2007; Cofie *et al.*, 2006).

7.3.3 Tasa de carga de lodos

La tasa de carga de los lodos es expresada en kg TS/m^2/año. Representa la masa de sólidos que se secan sobre un metro cuadrado del lecho en un año. Pescod (1971) ha resaltado que cualquier cifra que vincula la cantidad de lodos a secar con la tasa de carga, la extensión del lecho y el grosor de cada capa solo puede ser una estimación, ya que las condiciones locales varían ampliamente. Sin embargo, es posible indicar un rango de valores para esta tasa, que varían, en general, de 100 a 200 kg TS/m^2/año en climas tropicales (según las condiciones), mientras solo unos 50 son aplicados generalmente en los climas templados de Europa (Duchêne, 1990). Las condiciones adversas incluyen una alta humedad del aire, bajas temperaturas, mucha lluvia y altos porcentajes de LF frescos. En condiciones muy secas, puede ser factible aplicar tasas mayores. Por ejemplo, Cofie *et al.* (2006) aplicaron una tasa de 300 kg TS/m^2/año. Badji *et al.* (2011) también determinaron que esta misma tasa era funcional en el tratamiento de LF espesados (60 g TS/L), pero solo 150 era factible con LF más diluidos (5 g TS/L), en las mismas condiciones climáticas. Es necesario determinar las condiciones operativas óptimas mediante experimentos a escala piloto.

7.3.4 Grosor de la capa de lodos

Según una revisión bibliográfica, en general, se aplican capas con un grosor de 20 a 30 cm, con una preferencia para 20 cm. Puede parecer mejor aplicar capas gruesas, como más LF entran en el mismo lecho, pero el secado tarda más y se puede utilizar el lecho menos veces en el año. Pescod (1971) determinó que, al incrementar la capa 10 cm, el tiempo de secado puede hasta duplicar, en las mismas condiciones climáticas.

También es importante que las paredes de los lechos sean suficientemente altas para recibir diferentes cantidades de lodos. Por ejemplo, si una capa de 20 cm contiene un 90 % de agua, su altura inicial será mucho mayor. Si los lechos reciben LF directamente de los camiones, las paredes tienen que ser más altas, para poder acomodar la mayor cantidad de agua, que si los lodos fuesen espesados previamente en un tanque de sedimentación y espesamiento.

Caso de Estudio 7.1: Diseño de un lecho de secado en Kumasi, Ghana

(Adaptado de Cofie y Koné, 2009)

Con la finalidad de secar parcialmente los lodos antes de su co-compostaje en un proyecto piloto, se diseñó un pequeño lecho de secado (Caso de Estudio 5.1). El clima es sub-ecuatorial, húmedo y presenta dos épocas lluviosas (la principal de febrero a julio y otra de septiembre a noviembre). Los LF son recolectados y transportados en camiones aspiradores desde las estructuras descentralizadas de saneamiento (tanques sépticos, letrinas de pozo y baños públicos sin alcantarillado) en la ciudad de Kumasi. De los 500 m^3/día que se producen en esta ciudad, 1,5 son tratados en el proyecto piloto. Dos lechos de secado sin plantas fueron construidos, cada uno con una extensión de 25 m^2, para recibir 15 m^3 de lodos a una profundidad de 30 cm. En sus fondos tienen capas de arena y grava, como medio filtrante, y estas capas presentan diferentes tamaños de partículas y grosores. La Tabla 7.1 indica los detalles técnicos del diseño.

Los lixiviados que salen de los lechos son almacenados en un tanque y luego transferidos a la laguna facultativa de estabilización de la ETLF Buobai, antes de su descarga final en un riachuelo local. Los LF secados son extraídos una vez que sea factible con palas (después de 10 días) y son almacenados un tiempo adicional antes de su co-compostaje (Caso de Estudio 5.1).

Tabla 7.1 Los detalles técnicos que se recomiendan para lechos de secado que separan el agua de lodos fecales

Cálculo de las dimensiones de los lechos:	Entrada de los lodos:
Capas de LF de 25 a 30 cm grosor	Reducir la fuerza del flujo mediante una cámara de división, un canal de entrada y deflectores
100 a 200 kg TS/m^2/año (TS = sólidos totales)	**Eficiencia de separación:**
0,08 m^2/persona	97% SS (sólidos suspendidos), 90% DQO, 100% de los huevos de helmintos
Características de los lodos no tratados:	**Producción de lodos secos:**
Parcialmente estabilizados (de tanques sépticos, a veces mezclados con los de baños públicos)	0,1 m^3 por cada m^3 de LF frescos
≤ 30 % LF de baños públicos	Es necesario higienizarlos antes de su uso en la agricultura
Características de la arena:	**Lixiviados:**
Las partículas son duras y no se desmoronan	Comparable en calidad con aguas servidas tropicales
Fácil de obtener localmente	Salinidad excesiva para uso en riego de cultivos
Lavada cuidadosamente antes de su colocación	Requieren tratamiento
DISEÑO (basado en estos detalles)	
3 camiones por ciclo (1 camión lleva unos 5 m^3)	Carga hidráulica: 30 cm por ciclo
3 ciclos por mes	Extensión de los lechos: 50 m^2
Volumen de LF: 15 m^3 por ciclo = 45 m^3 por mes = 1,5 m^3 por día	Suposición de reducción de volumen por drenaje: 90 %
Proporción de LF de baños públicos a LF de tanques sépticos = 1:2	Lodos secos generados: 1,5 m^3 por ciclo = 4,5 m^3 por mes

7.3.5 Número de lechos

El número necesario de lechos depende de la cantidad de lodos que llegan a ser tratados por unidad de tiempo, el grosor de las capas y la tasa permisible de la carga de lodos. Por ejemplo, para dos semanas de secado y recepción de lodos durante 5 días por semana, se requiere al menos 10 lechos. Luego, el número de lechos puede incrementarse o disminuirse según el grosor óptimo de las capas. También es importante ajustar el número de lechos con base en las condiciones operativas reales, por ejemplo la frecuencia de extracción de los lodos o la cantidad de lluvia. Un mayor número de lechos da más seguridad del tratamiento, frente a LF variables u operación deficiente, pero aumenta el costo de inversión. Cofie *et al.* (2006) utilizaron dos lechos de 25 m^2 cada uno, con una tasa de carga de 7,5 m^3 de lodos por lecho y capas de 30 cm. En el valle de Katmandú, Nepal, HPCIDBC (2011) diseñó un conjunto de lechos circulares, con entradas compartidas entre cada par de lechos (Figura 7.3), una extensión de cada lecho de 43 m^3, un total de 28 lechos y una tasa de carga de 250 kg TS/m^2/año.

7.3.6 Resumen de los parámetros del diseño

Es importante notar que los cálculos y cifras presentados fueron determinados mediante investigación específica para el contexto local, según el clima y los tipos de lodos y no pueden aplicarse en todos los casos sin análisis previo. Sin embargo, los datos anteriores proporcionan ejemplos de los rangos aceptables e indicaciones de la interdependencia de los factores. A fin de diseñar adecuadamente estos lechos, el ingeniero debe obtener datos locales, sea por experiencia o bien por haber realizado pruebas preliminares de secado bajo las condiciones locales. El primer paso en estas pruebas consiste en determinar el número necesario de días para alcanzar el grado deseado de deshidratación o, por lo menos, generar un lodo manejable que puede ser extraído. Si, por ejemplo, los resultados indican que hace falta dos semanas, incluyendo un día para colocar los lodos y dos días para quitarlos, un lecho puede llenarse 26 veces en el año. Se presentan otros ejemplos de estos cálculos en la Sección 7.7.

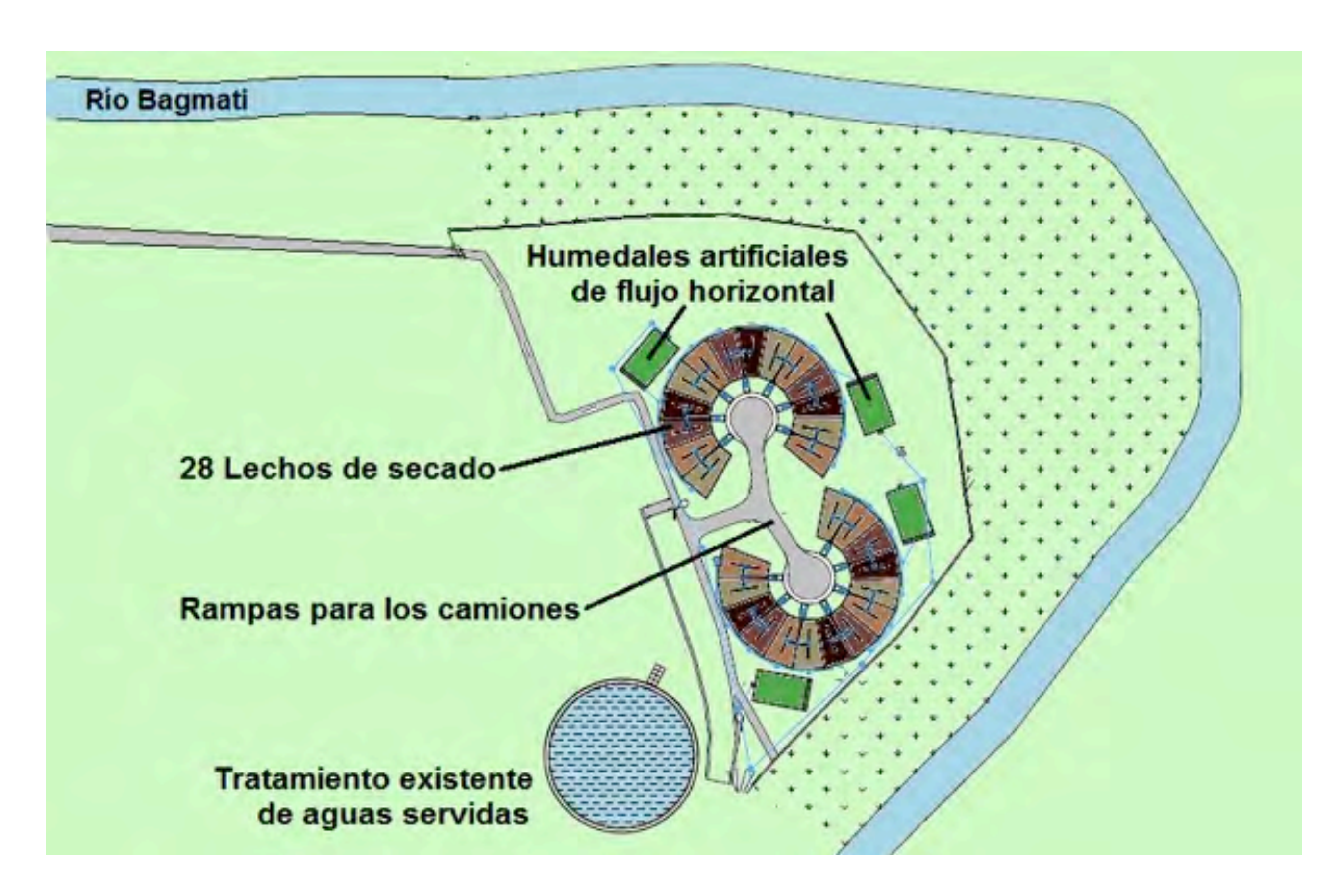


Figura 7.3 Plano propuesto para una estación de tratamiento de lodos fecales en Nepal. Los 28 lechos de secado estarán ubicados en dos círculos, con puntos centrales para la descarga de los camiones. Los lixiviados serán tratados en humedales con flujo subterráneo horizontal (HPCIDBC, 2011).



Figura 7.4 Carga de lodos sobre los lechos de secado en la Estación de Tratamiento de Lodos Fecales Niayes, en Dakar, Senegal (foto: Linda Strande).

7.4 CONSTRUCCIÓN DE UNA CAMA DE SECADO SIN PLANTAS

Una instalación para tratamiento en lechos de secado consiste en los lechos (con sus puntos de entrada de los lodos), un sistema de drenaje y almacenamiento de los lixiviados, un lugar fuera de los lechos donde guardar los lodos secos (donde continúan su deshidratación) y posiblemente tanques de sedimentación y espesamiento. Los LF pueden descargarse directamente de los camiones a los lechos. En este caso, existen varias configuraciones para dirigir los lodos a uno o más lechos (Cofie *et al.*, 2006), al diseñar una rampa para el ingreso de los lodos. Por otro lado, un tanque de acopio o sedimentación puede ser instalado, donde llegan todos los lodos, para luego bombearlos a sus lechos correspondientes. Se debe colocar un deflector para prevenir la erosión de la arena y asegurar una distribución uniforme de los lodos (Tilley *et al.*, 2008). El deflector es primordial, puesto que sin él la capa de arena sería destruida con la primera carga de lodos. También es esencial colocar tamices o rejillas a la entrada, para prevenir la entrada de basura o escombros y así contribuir a la calidad de los lodos secos y su debido uso productivo o disposición.

En general, los lechos son rectangulares, cavados en el suelo y cuentan con fondos sellados que se inclinan hacia su sistema de drenaje (Figura 7.1). De esta manera, los lixiviados fluyen donde reciben tratamiento adicional, lo que es necesario debido a su alto contenido de sólidos suspendidos, material orgánico y nutrientes, antes de su uso productivo o descarga en el ambiente, según la calidad requerida (Capítulo 10).

7.4.1 Grava y arena

Encima del sistema de drenaje, se colocan capas de grava y arena. Al construir o suplementar los lechos, es esencial utilizar grava y arena lavadas a fin de prevenir la obstrucción del lecho con las partículas finas. Las capas de grava funcionan como suporte y generalmente son dos o tres en número, con diferentes tamaños de piedras (Figura 7.1). La distribución de estos diámetros está organizada para prevenir el taponamiento del drenaje con las partículas pequeñas. La capa inferior es de grava más gruesa (20 a 40 mm) y la siguiente es con grava más fina (5 a 15 mm). Los materiales que están disponibles localmente también influyen en este aspecto del diseño. Por ejemplo, Cofie *et al.* (2006) pusieron una capa de 15 cm de grava gruesa (19 mm diámetro), seguido por

una capa de 10 cm de una grava más fina (10 mm). Para prevenir aún más la migración de partículas finas desde la arena hasta las capas inferiores, se podría colocar una tercera capa de gravilla más fina (p.ej., de 2 a 6 mm).

Una capa de arena es ubicada encima de la grava. Esta mejora el drenaje y previene la obstrucción, por lo que evita que el lodo tapone el espacio entre las piedras de grava. El diámetro de las partículas de arena es crucial, ya que la arena gruesa (1,0 a 1,5 mm) puede taponarse más rápidamente con la materia orgánica. Este riesgo es menor si se utiliza una arena más fina (0,1 a 0.5 mm; Kuffour *et al.*, 2009).

Al seleccionar la arena, es importante tomar en cuenta que a futuro se tendrá que reemplazar la arena que sale con los lodos secos excavados. Por lo tanto, es recomendable encontrar una fuente cercana para la arena. Duchêne (1990) reportó la pérdida de varios centímetros de arena con cada 5 o 10 ciclos de secado y en la ETFS Cambérène en Dakar se extraviaron 5 cm en 25 ciclos (Badji, 2008).

La arena también debe ser reemplazada cuando la materia orgánica comienza a acumularse y obstruirla. Kuffour *et al.* (2009) observaron una relación entre la tasa de taponamiento y la tasa de acumulación de materia orgánica: como esta última se aglomera más rápidamente sobre la arena gruesa, un lecho de este tipo de arena se obstruye en menos tiempo. Cofie *et al.* (2006) tuvieron que reemplazar la arena dos veces debido a taponamiento, en 8 ciclos de secado, durante los 10 meses de su proyecto piloto. En una operación a escala completa, HPCIDBC (2011) estimó que se tuvo que reemplazar la arena cada 3 años, con una tasa de carga de 250 kg TS/m^2/año, capas de lodos de 20 cm y un periodo de secado de una semana (lo que es factible en las condiciones de Nepal).

7.4.2 Extracción de los lodos secos

Para poder retirar correctamente los lodos, deben ser suficientemente secos para ser manejados con palas. Pescod (1971) llevó a cabo experimentos con diferentes tipos de LF y varias tecnologías de tratamiento, incluyendo lagunas y lechos de secado, y determinó que lodos con un contenido de sólidos mayor a un 25 % pueden ser extraídos.

El tiempo de secado de un lodo específico depende de varios factores y uno de los cuales es la resistencia al drenaje de agua. A medida que esta resistencia es mayor, los LF se desaguan más despacio. La extracción de los lodos puede realizarse manual o mecánicamente y el método manual más común es la aplicación de palas y carretillas (Figura 7.5).

Al extraer los lodos, una rampa debe ubicarse para permitir el ingreso de carretillas u otros equipos al lecho. Si se requiere lodos más secos, esto se puede lograr con la evaporación luego de retirar el material de los lechos. Es frecuente almacenar los lodos en montículos durante hasta un año y durante este tiempo existe una mayor reducción de los patógenos. Sin embargo, se recomienda un tratamiento más controlado para generar un producto final más consistente y confiable.

Es contraproducente si llueve antes de que el agua libre termine de drenarse, ya que los LF se mojan nuevamente y se atrasa el secado. Cuando los LF ya se han secado hasta el punto de formar grietas, la lluvia puede fluir a través de estas y no es tan dañino al proceso.

7.5 CALIDAD DE LODOS SECOS Y DE LIXIVIADOS

El principal propósito de un lecho de secado es la separación del agua, es decir, quitar físicamente los líquidos de los sólidos. No son diseñados pensando en la estabilización o la destrucción de patógenos, aunque pueden biodegradarse en algún grado. Por lo tanto, los contaminantes presentes en los LF no son eliminados y están todavía en los lodos secos o los lixiviados.

Tabla 7.2 Análisis de los lixiviados de los lechos de secado en Kumasi, Ghana (Koné *et al.*, 2007)

	Primer día	Último día	Diferencia
pH	8,2	7,9	-0,3
Conductividad Eléctrica (Siemens/cm)	21.900	11.400	-10.500
SS (mg/L)	600	290	-310
DQO (mg/L)	5.600	3.600	-2.000
DBO (mg/L)	1.350	870	-480
NH_3-N (mg/L)	520	260	-260
TKN (mg/L)	590	370	-220
NO_3-N (mg/L)	50	170	120



Figura 7.5 Extracción de lodos de los lechos de secado sin plantas en la Estación de Tratamiento de Lodos Fecales Cambérène, en Dakar, Senegal. En primer plano, se observan los lodos ya sacados (foto: Linda Strande).

Caso de Estudio 7.2: La Estación de Tratamiento de Lodos Fecales Cambérène, en Senegal

(continuación del Caso de Estudio 6.2)

Esta ETLF combina dos tanques de sedimentación y espesamiento con 10 lechos de secado sin plantas (de 130 m^2 cada uno). Estos últimos fueron diseñados basados en una tasa de carga de 200 kg TS/m^2/año y capas de lodos de 20 cm en grosor. El operador considera que los lodos son suficientemente secos cuando se los puede sacar con una pala, es decir, ya no se pegan a la arena. En el clima de Dakar, este grado de secado ocurre en unos 30 a 35 días, incluso en la época lluviosa. Se alcanza un contenido de material seco de aproximadamente un 50 % en promedio, siendo más seco encima y con un contenido de materia seca de un 20 a 30 % en la parte inferior. Ya que el operador toma una semana adicional para organizar el retiro de los lodos secos, se operan los lechos con ciclos de 40 días y una tasa efectiva de carga de 340 kg TS/m^2/año. Como consecuencia, el operador suele ocupar solo 6 o 7 de los 10 lechos.



Figura 7.6 Lechos de secado sin plantas, con la acumulación y extracción de los lodos (der.), en la Estación de Tratamiento de Lodos Fecales Cambérène, en Dakar, Senegal (fotos: Pierre-Henri Dodane).

Los lixiviados están todavía muy contaminados (2.500 mg TS/L, 1.900 mg SS/L, 3.600 mg DQO/L). Los lodos secos son extraídos manualmente con pala. Un trabajador requiere unos 2 días para retirar la capa de 7 cm de lodos secos del lecho de 130 m^2. Su densidad es ahora de unos 300 kg/m^3. La ETLF Cambérène produce unos 600 m^3/año de lodos secos, que son almacenados un tiempo detrás de los lechos y después la empresa de obras públicas los utiliza para enriquecer el suelo.

Koné *et al.* (2007) llevaron a cabo experimentos con mezclas entre LF de tanques sépticos y LF de baños públicos, analizando algunos parámetros en el lixiviado del primer y del último día de la filtración (Tabla 7.2). Aunque las concentraciones de estos contaminantes bajaron en general, los lixiviados estaban todavía lejos de ser seguros para una descarga en el ambiente (p.ej., DBO = 870 mg/L). Por lo tanto, los lixiviados deben ser retenidos y tratados, como el flujo de desechos líquidos concentrados que son, por ejemplo en lagunas (Capítulo 5; Montangero y Strauss, 2002) o recuperados para algún uso benéfico (Capítulo 10).

Koné *et al.* (2007) también analizaron los huevos de los helmintos *Ascaris* y *Trichuris* presentes en los LF que fueron secados en este tipo de lecho, tanto provenientes de baños públicos como de tanques sépticos (Tabla 7.3). Los dos tipos de LF fueron aplicados en diferentes proporciones sobre los lechos de secado sin plantas, a tasas de carga entre 196 y 321 kg TS/m^2/año y se los dejó secar hasta que el contenido de TS fue mayor a un 20 %. Resultó que desaguarlos sobre estos lechos no fue suficiente para inactivar todos los huevos de helmintos, ya que contaron hasta 38 huevos de *Ascaris* y *Trichuris*, de los cuales un 25 a 50 % seguían viables. Esto subraya la necesidad de almacenar el material durante un tiempo adicional o aplicar otras opciones de tratamiento con el fin de destruir los patógenos.

Tabla 7.3 El número de huevos (por gramo de TS) de los helmintos *Ascaris* y *Trichuris* presentes en los lodos fecales de baños públicos y tanques sépticos en Kumasi, Ghana, después de desaguarse en lechos de secado sin plantas hasta que el contenido de sólidos esté mayor a un 20 % (Koné *et al.*, 2007). También se indica el porcentaje de estos que eran viables.

	Ascaris		*Trichuris*		Total	
LF de baños públicos, ya secados						
Muestra 1	13	(38 %)	2	(13 %)	16	(34 %)
Muestra 2			9	(52 %)	9	(52 %)
LF de tanques sépticos, ya secados						
Muestra 3	3	(23 %)	2	(0 %)	5	(13 %)
Muestra 4	94	(53 %)	24	(58 %)	118	(54 %)
Muestra 5	29	(37 %)	15	(25 %)	44	(32 %)

7.6 EJEMPLOS DE DISEÑO

Esta sección ofrece dos ejemplos del diseño de lechos de secado sin plantas.

7.6.1 Ejemplo 1 : Tiempo conocido de secado (2 semanas, con capas de 20 cm)

Lo siguiente es un ejemplo de los cálculos indicados en la Sección 7.4. Una ETLF va recibir 500 kg de sólidos totales por día, con una densidad de 50 kg TS/m^3. Pruebas preliminares arrojaron el dato que una capa de 15 cm de este tipo de lodo tarda 11 días en alcanzar el contenido deseado de sólidos totales. Contando 1 día para colocar los lodos y 2 para extraerlos, cada cama requiere un ciclo de secado de 2 semanas y, por lo tanto, puede ser usado 26 veces en el año. A una tasa de carga de 500 kg TS/día (= 10 m^3/día), se llena un lecho de 67 m^2 por día. Suponiendo que los camiones no son recibidos en el fin de semana, 10 lechos serán llenados en 2 semanas. Luego, el primer lecho comienza de nuevo. Así, se requiere un mínimo de 10 lechos para recibir y tratar los lodos afluentes. Sumar lechos adicionales no es solo recomendable para mayor flexibilidad respecto a la cantidad y calidad de los lodos, sino también esencial para el mantenimiento de la estación (p.ej., reemplazo de la arena). El número de lechos adicionales depende del potencial de inversión y los cambios previstos en la cantidad y calidad de los lodos.

7.6.2 Ejemplo 2: Un diseño para lodos sedimentados bajo buenas condiciones climáticas

En este ejemplo, se está diseñando una ETLF que recibirá lodos con una concentración de 30 g TS/L, en la cantidad de 50 m^3/día, en un lugar con buenas condiciones climáticas (Sección 7.3.1). Se aceptarán los lodos de lunes a viernes, durante 52 semanas del año. La masa anual de lodos recibidos puede calcularse con la Ecuación 7.1.

Ecuación 7.1: $M = c_i \cdot Q_i \cdot t$

Donde:
M = la carga anual de lodos (kg TS/año)
c_i = el promedio de la concentración de sólidos totales en los LF (g TS/L)
Q_i = el flujo diario de entrega (m^3/día)
t = el número de días de entrega en el año

Para la situación descrita, se llega a lo siguiente:

Ecuación 7.2: $M = 30 \cdot 50 \cdot 5 \cdot 52 = 390.000$ kg TS/año.

Como las condiciones climáticas son favorables (Sección 7.4.1), se puede aplicar una tasa de carga de 200 kg TS/m^2/año. Por lo tanto, al tomar en cuenta la carga anual, se requiere una extensión total de 390.000 kg TS/año / 200 kg TS/m^2/año = 1.950 m^2. Con capas de lodos de 0,20 m y una Q de 50 m^3/día, se debe contar con una extensión de 250 m^2/día. Suponiendo que un lecho puede recibir 250 m^2/día, se requiere al menos 8 lechos para completar los 1.950 m^2 necesarios.

El tiempo de secado será de 1 semana, con 1 día para que el operador retire los lodos procesados. Para que la operación sea más fácil y robusta, se recomienda aplicar un ciclo de secado de 2 semanas. Por lo tanto, se requieren 10 lechos. Así, la superficie total de los lechos será 2.500 m^2 y la tasa efectiva de carga de lodos 160 kg TS/m^2/año. Los LF serán colocados cada día en un lecho consecutivo, en capas de 20 cm.

7.7 INNOVACIONES Y ADAPTACIONES PARA LECHOS DE SECADO

Los lechos de secado sin plantas pueden ser modificados para incrementar sus tasas de secado y disminuir la pérdida de arena. Las opciones que han sido investigadas incluyen sistemas de energía solar en tuberías, invernaderos, alambres para guiar la pala y adición de coagulantes, las cuales se analizan a continuación.

7.7.1 Aplicación de energía solar en tuberías

Radaidah y Al-Zboon (2011) investigaron en Jordania una modificación del lecho de secado para lodos de aguas servidas, en la cual se aprovecha la energía solar para calentar agua y circularla en tuberías dentro del lecho con el fin de acelerar el proceso de secado. Comparado con un lecho normal, donde los lodos se secaban desde un 96 % de humedad hasta un 33 % en 18 días, el lecho modificado logró lo mismo en solo 10 días, con la circulación de agua caliente (70 °C). A los 18 días, los lodos solo tenían un 8 % de humedad. Esta modificación podría ser conveniente donde la extensión de terreno es limitado y existe abundante luz solar. El costo es mayor, pero ofrece una alternativa interesante. También, se podría aprovechar de esta manera el calor de procesos industriales (Diener *et al.*, 2012).

7.7.2 Invernaderos

Bux *et al.* (2002) experimentaron con la colocación de vidrios con el fin de mejorar el secado de lodos de la industria farmacéutica y redujeron el tiempo necesario en un 25 a 35 %. Cabe mencionar que cualquier sistema que cubre los lechos debe contar con una ventilación (activa o pasiva) a fin de sacar el vapor de agua. El

secado en invernaderos también se aplica activamente en el tratamiento de los lodos de aguas servidas en los EE.UU., muchas veces en combinación con ventiladores eléctricos y equipos para mezclar los lodos (Huber Technology, 2013). Algunos investigadores están trabajando actualmente en la adaptación de ciertas opciones económicas para el tratamiento de LF en invernaderos, como el proyecto FaME (www.sandec.ch/fame; Figura 7.6).

7.7.3 Alambres para guiar la pala

Otra opción es la colocación de alambres de acero inoxidable a fin de realzar el secado y el drenaje, pero en especial con la finalidad de dirigir la pala y evitar la extracción de arena junto con los lodos secos (Tchobanoglous *et al.*, 2002). Aunque funciona con lodos de aguas servidas, aún no se ha reportado su aplicación en el secado de LF.

7.7.4 Secado con aditivos

Pescod (1971) comenta de un estudio llevado a cabo en Bangkok, Tailandia, en el cual mezclaron alumbre (sulfato de aluminio potásico) a fin de abreviar el secado. Determinaron que solo tuvo un efecto en la época de lluvias, ya que no hallaron una diferencia significativa en la época seca. El Proyecto FaME también está investigando el posible uso de coagulantes en el tratamiento de LF.

7.8 CONCLUSIONES

Con la información de este capítulo, se puede concluir que por más que existe cierta información sobre el uso de lechos de secado sin plantas en el tratamiento de LF, hace falta realizar investigaciones más detalladas a fin de generar pautas claras para su diseño y operación, además de ayudar a entender y superar cualquier inconveniente.



Figura 7.7 Proyecto piloto acerca de la separación del agua presente en los lodos fecales, mediante invernaderos con ventilación activa y pasiva, dentro de la Estación de Tratamiento de Lodos Fecales Cambérène, en Dakar, Senegal (foto: Linda Strande).

7.9 BIBLIOGRAFÍA

Badji, K., 2008. Traitement des boues de vidange : éléments affectant la performance des lits de séchage non plantés en taille réelle et les mécanismes de séchage (Faecal sludge treatment: parameters affecting the unplanted drying beds efficiency and drying mechanism at real scale). Engineer degree, Génie des Procédés, Ecole Supérieure Polytechnique, Dakar, Senegal.

Badji K., Dodane P.H., Mbéguéré, M., Kone D., (2011), Traitement des boues de vidange : éléments affectant la performance des lits de séchage non plantés en taille réelle et les mécanismes de séchage. Actes du symposium international sur la Gestion des Boues de Vidange, Dakar, 30 juin – 1er juillet 2009, EAWAG/SANDEC.

Bux, M., Baumann, R., Quadt, S., Pinnekamp, J., Mühlbauer, W. (2002). Volume reduction and biological stabilization of sludge in small sewage plants by solar drying. Drying Technology 20 (4-5), p. 829-837.

Cofie, O., Agbottah, S., Strauss, M., Esseku, H., Montangero, A. (2006). Solid- liquid separation of faecal sludge using drying beds in Ghana: implications for nutrient recycling in urban agriculture. Water Research 40(1), p. 75-82.

Cofie, O., Koné, D. (2009). Case study of sustainable sanitation projects: Co-composting of faecal sludge & organic solid waste. Kumasi, Ghana. Disponible en: www.susana.org. Accedido en septiembre de 2013.

Diener, S., Reiser, J.C., Murray, A., Mbéguéré, M., Strande, L. (2012). Recovery of industrial waste heat for faecal sludge drying. SANDEC News no. 13, p.16.

Duchène, P. (1990). Les systèmes de traitement des boues des stations d'épuration des petites collectivités. Documentation technique FNDAE 09, Ministère de l'Agriculture et de la Forêt, Francia. Disponible en: www.fndae.fr/archive/PDF/fndae09-a.pdf.

HPCIDBC (2011). Status and Strategy for Faecal Sludge Management in the Kathmandu Valley, High Powered Committee for Integrated Development of the Bagmati Civilization, Katmandú, Nepal.

Heinss U., Larmie S.A., Strauss, M. (1998). Solids Separation and Pond Systems for the Treatment of Faecal Sludges in the Tropics. SANDEC Report No.5/98 Second Edition, EAWAG/SANDEC, Dübendorf, Suiza.

Huber Technology (2013). Huber Solar Active Dryer SRT (PDF). www.huber-technology.com, accedido el 21 de mayo, 2013.

Koné, D., Cofie, O., Zurbrügg, C., Gallizzi, K., Moser, D., Drescher, S., Strauss, M. (2007). Helminth eggs inactivation efficiency by faecal sludge dewatering and co-composting in tropical climates. Water Research 41(19), p. 4397-4402.

Kuffour, A. R., Awuah, E., Anyemedu, F.O.K., Strauss, M., Koné, D., Cofie, E. (2009). Effect of using different particle sizes of sand as filter media for dewatering faecal sludge. Desalination 248, p. 308-314.

Montangero, A., Strauss, M. (2002). Faecal Sludge Management, SANDEC/EAWAG. Notas de ponencia.

Pescod, M. B. (1971). Sludge handling and disposal in tropical developing countries. Journal of Water Pollution and Control Federation 43(4), p. 555-570.

Radaidah, J. A., Al-Zboon, K. K. (2011). Increase the efficiency of conventional sand drying beds by using intensive solar energy: a case study from Jordan. Presented at the 2011 2nd International conference on environmental science and technology. IPCBEE vol. 6, IACSIT Press, Singapur.

Strauss, M., Montangero, A. (2002). FS Management – Review of Practices, Problems and Initiatives. DFID Engineering Knowledge and Research Project - R8056. Informe de una consultoría al GHK, Gran Bretaña, 73 p.

Tchobanoglous, G., Burton, F.L., Stensel, H.D. (2002). Wastewater Engineering: Treatment and Reuse, cuarta edicón revisada. McGraw-Hill Engineering and Computer Science Books.

Tilley, E., Lüthi, C., Morel, A., Zurbrügg, C., Schertenleib, R. (2008). Compendio de Sistemas y Tecnologías de Saneamiento. Dübendorf, Suiza: EAWAG. Disponible en: http://www.eawag.ch/forschung/sandec/publikationen/compendium_e/spanish_version

Preguntas para el Estudio de este Capítulo

1. Describa los componentes de un lecho de secado sin plantas y cómo funcionan.
2. Nombre los dos mecanismos principales que reducen la humedad presente en los lodos colocados sobre lechos de secado sin plantas.
3. Señale los cuatro factores más críticos en el diseño de lechos de secado sin plantas.
4. ¿Cuáles objetivos de tratamiento cumplen los lechos de secado sin plantas?

Capítulo 8

Lechos de Secado con Plantas

Ives Magloire Kengne y Elizabeth Tilley

Tecnología

Objetivos de aprendizaje

- Conocer en qué consiste un lecho de secado con plantas para la separación del agua de los lodos.
- Contar con un resumen de los tipos de plantas que pueden utilizarse, el papel que juegan en la separación del agua y los criterios para elegirlas.
- Conocer el nivel apropiado de monitoreo para la operación y mantenimiento de lechos de secado con plantas.
- Poder diseñar un lecho de secado con plantas para lograr sus objetivos de tratamiento.

8.1 INTRODUCCIÓN

Los lechos de secado con plantas (LSP), también llamados 'camas vegetadas para la separación del agua' o 'lechos de junquillos para el secado de lodos', son un tipo de humedal artificial de flujo vertical que consiste en una gruesa capa de medio filtrante poroso (p.ej., arena o grava) en la cual están sembradas plantas emergentes. Se descargan capas de lodos sobre los LSP, donde el agua puede filtrarse y los sólidos se estabilizan por medio de múltiples mecanismos físicos y biológicos (Kadlec y Knight, 1996).

En un inicio, los LSP fueron desarrollados para estabilizar y secar los lodos de pequeñas estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR) de lodos activados en Europa y EE.UU. (Kadlec y Knight, 1996; Lienard y Payrastre, 1996; Nielsen, 2003). Luego, se adaptó esta tecnología exitosamente en otras partes del mundo y para varios tipos de lodos, incluyendo los lodos fecales (LF) de tecnologías descentralizadas de saneamiento. En los climas de Europa y EE.UU., se ha visto que los LSP son más eficientes para la separación del agua, la reducción de sólidos y la estabilización en el verano que en el invierno (Edwards *et al.*, 2001), mientras que en los países tropicales funcionan de forma excelente durante todo el año, gracias a la menor variación climática y la mayor constancia de la radiación solar. Desde 1996, SANDEC/EAWAG (el Departamento de Agua y Saneamiento para los Países en Desarrollo del Instituto Federal Suizo de Ciencia y Tecnología Hídricas) y sus socios en la investigación han emprendido conjuntamente experimentos en el campo para determinar las eficiencias de tratamiento y establecer pautas para el diseño y la operación de lechos piloto para tratar LF. Por ejemplo, una instalación a escala piloto en Tailandia ha estado funcionando exitosamente desde hace más de una década (Koottatep *et al.*, 2005). En África, se han llevado a cabo pruebas a escala de patio en la Universidad de Yaoundé I (Camerún, Figura 8.1) y a escala completa en la Estación de Tratamiento Cambérène, en Dakar, Senegal (EAWAG/SANDEC, 2009); Kengne *et al.*, 2008).

Aunque son pocos los ejemplos de LSP que tratan actualmente los LF a escala completa, la investigación ha arrojado resultados muy alentadores y se prevé que los LSP serán aplicados ampliamente, alrededor del mundo y en especial en los países tropicales de bajos ingresos.

Los LF se pueden descargar sobre los LSP una y otra vez (hasta 20 cm de espesor cada vez; Kadlec y Wallace, 2009), se acumulan durante varios años según sea la tasa de carga, la capacidad del sistema y las tasas de mineralización (Nielsen, 2003). Debido al pequeño número de LSP existentes y en operación y la variación en las condiciones operativas, es difícil o imposible dar un solo valor o un rango preciso de cuántos años pueden acumularse los lodos en un LSP. La permeabilidad a largo plazo del lecho se mantiene por la dinámica red de canales creados por las raíces de las plantas y a su crecimiento constante. El volumen de los lodos presentes encima del LSP se reduce permanentemente por la pérdida del agua y por los efectos de la degradación. Por otro lado, las plantas mantienen la porosidad de la capa de lodos, de tal manera que los lodos puedan acumularse durante mucho más tiempo que en los lechos de secado sin plantas, donde es necesario extraer los lodos secos cada dos o tres semanas (Strauss *et al.*, 1997). Por lo tanto, las plantas emergentes son esenciales para un mejor rendimiento en estabilización, reducción de patógenos y permeabilidad, en comparación con los lechos de secado sin plantas.

El rendimiento de un LSP en los procesos de separación del agua, estabilización y mineralización depende de muchos factores, como el tipo y tamaño del medio filtrante, la madurez del lecho, el clima, las características de los lodos, además de factores operativos como la tasa de carga hidráulica (HLR), la tasa de carga de sólidos (SLR) y la frecuencia de descargas (Breen, 1997; Prochaska *et al.*, 2007; Van Cuyk *et al.* 2001). A medida que el lecho madura, las comunidades microbianas se establecen y se estabilizan más. Las siguientes secciones presentan en detalle, las condiciones operativas y los parámetros de diseño que se definen actualmente como buenas prácticas para LSP que tratan LF.



Figura 8.1 Lechos de secado con plantas, de escala piloto, para el tratamiento de lodos fecales en la Universidad Yaoundé I (foto: Linda Strande).

8.2 ESPECIES DE PLANTAS

Las plantas acuáticas macroscópicas viven en humedales y pantanos y se distinguen por su capacidad de permanecer parcial o completamente sumergidas en el agua. Son clasificadas en cuatro grupos: las que flotan libremente, las sumergidas, las de hojas flotantes y las emergentes. Las que flotan libremente tienen hojas que flotan en la superficie y raíces que se extienden dentro del agua. Las sumergidas suelen tener raíces en el fondo y sus partes vegetativas predominantemente sumergidas. Las de hojas flotantes tienen raíces en el fondo y hojas que flotan sobre el agua. Finalmente, las emergentes tienen raíces en el fondo, debajo de aguas poco profundas, y sus tallos y hojas extienden por encima del agua.

Aunque las plantas acuáticas producen muchas semillas, la germinación de las mismas es limitada por las condiciones anegadas (Hutchinson y Dalziel, 1972). La reproducción es más exitosa por medio de cortes, estolones o rizomas. Los rizomas son tallos subterráneos, de los cuales salen brotes hacia arriba y raíces hacia abajo y a los lados. Sobre el tallo, nuevas yemas se forman en los nudos y el espacio entre los nudos se llama el entrenudo. Los rizomas son muy importantes, ya que proveen un amplio espacio para el crecimiento de las bacterias y en los LSP las bacterias son responsables de la degradación y mineralización de las sustancias orgánicas en los lodos. La rizósfera es el área alrededor de las raíces, donde existe una mayor concentración de oxígeno debido a la emisión del mismo a través de las raíces (Sección 8.3.2). La Figura 8.2 muestra la forma de los rizomas y de los nudos y entrenudos, típica de las plantas acuáticas.

En general, las plantas acuáticas emergentes son las más aptas para sembrarse en los LSP, porque son las más productivas de todas las plantas acuáticas. En otras palabras, la tasa de multiplicación y generación de nueva biomasa es muy alta. Establecen y extienden sus raíces a través de las capas de lodos, mientras el tallo sigue creciendo hacia arriba. Las hojas aprovechan la luz solar para la fotosíntesis, durante la cual sucede la transpiración.



Figura 8.2 **Estructura de los rizomas de *E. pyramidalis*, mostrando sus raíces y dos brotes nuevos (izq.). Aplicación de lodos fecales en un lecho de secado con plantas, con dos brotes tiernos (der.), en los cuales se observan sus nudos y entrenudos (fotos: Ives Kengne).**

Aunque muchas especies de plantas acuáticas existen en la naturaleza, solo ciertas especies de las emergentes se desarrollan bien en las condiciones de los LSP, debido a la amplia variación en el pH y en las concentraciones de oxígeno (en especial según las descargas de lodos), salinidad y nutrientes (De Maeseneer, 1997; Uggetti *et al.*, 2012). Las concentraciones elevadas y muy variables de nutrientes en los LF implican que cualquier especie de planta sembrada en un LSP tiene que tolerar esta amplia variación, además de los cambios bruscos de descargas y deshidratación. Los LF de baños públicos, por ejemplo, tienen altas concentraciones de sales (con conductividades hasta de 15 m miliSiemens/cm) y de amoniaco (2 a 5.000 mg/L), las cuales son tóxicas para la mayoría de las plantas (Clark y Baldwin, 2002). Para compensar esto, los LF de baños públicos deben mezclarse con LF que contienen menos sal y amoniaco (p.ej., de pozos sépticos) para crear condiciones propicias para la especie de plantas en un LSP.

En Europa, las plantas emergentes más comunes en LSP son los carrizos (*Phragmites* spp.) y aneas (*Typha* spp.) (Kadlec y Knight; 1996; Kim y Smith, 1997; Koottatep *et al.*, 2005). *Phragmites australis* es una especie invasiva y su uso es restringido en los EE.UU. y en Nueva Zelanda (Uggetti *et al.*, 2012). Se están explorando el uso de otras especies nativas, como Pasto Limpago (*Echinochloa pyramidalis*) y Papiro (*Cyperus papyrus*). Ambas especies han arrojado datos alentadores para LSP en pruebas preliminares.

Los siguientes criterios deben aplicarse en la selección de la especie a sembrar en un LSP (De Maeseneer, 1997):

- Rápido crecimiento en diferentes condiciones;
- Alta capacidad de transpiración;
- Tolerancia a inundaciones y sequías;
- Tolerancia a valores extremos de pH y salinidad;
- Profundidad de raíces y rizomas;
- Presencia de raíces adventicias que brotan de los nudos a medida que los lodos les tapen;
- Que la especie sea de fácil acceso, nativa y no invasiva.

Aunque el carrizo, *Phragmites australis,* es la especie sembrada más frecuentemente en LSP (De Maeseneer, 1997; Hardej y Ozimek, 2002), existen muchas otras especies locales no probadas con estas mismas características, que podrían lograr similar o mejor tratamiento. La Tabla 8.1 nombra las especies de plantas acuáticas que se siembran más frecuentemente para tratar los LF.

Tabla 8.1 Las plantas acuáticas más frecuentemente reportadas en el tratamiento de lodos fecales (Kengne *et al.*, 2008; Nielsen, 2005; Koottatep *et al.*, 2005)

Nombre científico	Nombre común	Tipo de agua	Hábitat natural	Régimen de agua
***Phragmites* spp.**	**Carrizo (en inglés, Reed)**	**Dulce a salobre**	**Humedales, pantanos**	**Inundación estacional o permanente, hasta 60 cm**
***Typha* spp.**	**Anea, Enea, Aguapa, Totora (Cattail)**	**Dulce**	**Márgenes de lagunas**	**Inundación estacional o permanente, hasta 30 cm**
Cyperus papyrus	**Papiro (Papyrus)**	**Dulce**	**Márgenes de lagunas**	**Inundación estacional o permanente, hasta 30 cm**
Echinochloa pyramidalis	**Pasto Limpago, Pasto Mijillo Zacate Pinto (Antelope Grass)**	**Dulce**	**Humedales, pantanos**	**Inundación estacional o permanente, hasta 40 cm**

8.3 MECANISMOS DE TRATAMIENTO

El tratamiento de LF en LSP se logra por medio de una combinación de procesos físicos y bioquímicos. En climas húmedos y lluviosos, las plantas acuáticas juegan un papel primordial en casi todos estos procesos y son las responsables de los mayores grados de tratamiento en LSP comparados a lechos de secado sin plantas, en función de estabilización y reducción de patógenos (Brix, 1997; Kadlec y Knight, 1996). Las plantas acuáticas ejercen las siguientes funciones:

- Estabilizar los lechos para prevenir la erosión y taponamiento del medio filtrante y así mejorar el drenaje;
- Incrementar la separación del agua vía evapotranspiración (a diferencia de solamente evaporación en lechos de secado sin plantas);
- Proveer superficies para la multiplicación de microbios benéficos;
- Oxigenar los lodos dentro de la rizósfera; y
- Absorber metales pesados y nutrientes.

Aunque los LSP se adaptan a los climas húmedos y lluviosos, con su habilidad de separar la humedad por medio de la transpiración, las plantas pueden marchitarse y morir si el clima es demasiado caliente y seco, en especial si los lodos no aportan suficiente humedad. Esta situación puede controlarse al cerrar temporalmente el tubo de drenaje o incrementar la altura de la salida del efluente y así permitir la eficiente operación de LSP aún en climas muy secos.

Las siguientes secciones explican los principales mecanismos de tratamiento que ocurren en los LSP y las maneras en que las plantas apoyan a estos procesos. Esta información debe compararse con las otras opciones tecnológicas presentadas en este libro, para seleccionar la solución más apropiada según las condiciones de cada sitio (Capítulo 17).

8.3.1 Infiltración

Al aplicar los lodos sobre los LSP, los sólidos se retienen en la superficie del medio filtrante o los lodos de descargas anteriores y los líquidos se drenan verticalmente hasta donde son recolectados para tratamientos adicionales (Kadlec y Knight, 1996). Una de las mayores preocupaciones en la operación de lechos de secado sin plantas es la formación de canales de erosión que dan lugar a "cortos circuitos" y al tratamiento desigual. En cambio, la densa red de raíces de las plantas en un LSP impide la erosión y ayuda a estabilizar las capas de lodos. El movimiento natural de las plantas, ocasionado por el viento, junto con el crecimiento de las raíces, fomentan el drenaje del agua alrededor de los tallos, en los espacios tubulares que allí se forman. A medida que las plantas crecen, rompen y aflojan los lodos que se acumulan, lo que también mantiene buenas condiciones para la percolación (Brix, 1994). Cuando una planta muere y se descompone, sus raíces, rizomas y tallos dejan canales que permiten la infiltración de agua y la circulación de aire, logrando mayor oxigenación (Brix, 1994).

8.3.2 Evapotranspiración

La transpiración es el proceso en el cual las superficies de las hojas y tallos de las plantas pierden agua a la atmósfera. Por lo tanto, la presencia de plantas contribuye al secado de los lodos al absorber agua y liberarla al aire por medio de la transpiración. En áreas no tropicales vegetadas por carrizos, las tasas de evapotranspiración (la suma de la evaporación y la transpiración) alcanzan hasta 2,5 cm/día, en días muy calurosos (De Maeseneer, 1997). Esta tasa puede ser aún mayor en el Trópico, según las condiciones climáticas como la velocidad del viento y la humedad relativa. La evapotranspiración de las plantas incrementa la deshidratación y la reducción del volumen de los lodos, en comparación con los lechos de secado sin plantas. Un estudio comparó lechos de secado con y sin plantas que recibían los lodos de una estación de tratamiento biológico de aguas servidas. Los LSP lograron más que un 95 % reducción en el volumen en un año (descargas durante 6 meses, reposo durante 6 meses), con una profundidad de lodos hasta 493 cm, mientras que los lechos de secado sin plantas lograron una reducción de menos del 90 % del volumen. El contenido de materia seca en los mismos lechos alcanzó un 69 % en los LSP y solo un 31 % en los lechos sin plantas. Se cree que este mayor rendimiento se debe a la evapotranspiración de las plantas y la mayor percolación gracias a sus raíces (Stefanakis y Tsihrintzis,

2012a). Aunque los LF no estabilizados podrían comportarse de otra manera, estos resultados con lodos de aguas servidas proveen ejemplos a lo largo de este capítulo.

8.3.3 Estabilización y mineralización

La estabilización, también llamada 'humificación', es la conversión de materia orgánica en compuestos orgánicos más estables. La mineralización es el proceso de la liberación de nutrientes inorgánicas biológicamente disponibles durante la degradación de la materia orgánica (p.ej., la liberación de amoniaco al degradar los aminoácidos). Estos nutrientes inorgánicos son esenciales para las plantas y los microbios. Aún los LF sometidos a la descomposición bacteriana durante años (p.ej., en un tanque séptico) pueden requerir más estabilización si la DBO sigue alta. La estabilización también reduce el olor de los lodos y destruye los patógenos. Por ejemplo, una mayor retención de los lodos contribuye a la debilitación de las membranas externas de los huevos de helmintos, lo que permite su degradación por los hongos y bacterias presentes en los lodos (Sanguinetti *et al.*, 2005).

La superficie de los rizomas provee áreas para fijarse las bacterias y otros microorganismos y esta densidad y actividad de microbios conduce mejor mineralización de los lodos y mayor asimilación de agua y nutrientes en las plantas (Bialowiec *et al.*, 2007; Brix, 1997; Chen *et al.*, 2007; Gagnon *et al.*, 2007).

No existe consenso sobre la medición de la mineralización. Sin embargo, la reducción de los sólidos volátiles totales (TVS) y la relación de TVS a sólidos totales (TS) funcionan como indicadores del grado de mineralización de los lodos en un LSP, ya que reflejan los cambios en el material orgánico de fácil degradación. La mineralización sucede principalmente en los periodos de reposo, entre las descargas de lodos, puesto que el proceso es más rápido en condiciones aeróbicas. Cuando se aplican los lodos en los lechos, el oxígeno es más escaso debido a la saturación del agua y las altas concentraciones de materia orgánica biodegradable. Un estudio de los lodos de una estación de tratamiento biológico de aguas servidas demostró una reducción de 0,74 TVS/TS a 0,59 TVS/TS (Stefanakis y Tsihrintzis, 2012a) y otro estudio llegó hasta 0,52 TVS/TS (Uggetti *et al.*, 2012). Se ha encontrado que el contenido de TVS es mucho menor en las capas inferiores del lecho de secado, en comparación con la capa superior, debido al mayor tiempo de retención en el fondo, lo que conduce a mayor oxidación (Stefanakis *et al.*, 2009).

8.3.4 Transferencia de oxígeno

Los LF sin tratamiento contienen poco o nada de oxígeno disuelto y, por lo tanto son anaeróbicos. Se transfiere oxígeno a los lodos por medio de varios mecanismos físicos y biológicos y se forman zonas con oxígeno (aeróbicas) y otras sin oxígeno (anaeróbicas). Estas concentraciones variables de oxígeno fomentan procesos complejos (p.ej., nitrificación y desnitrificación) que al ocurrir en el LSP conducen a mejores grados de tratamiento que en los lechos de secado sin plantas.

Las plantas acuáticas enraizadas se han adaptado a crecer en el suelo saturado de agua, en condiciones anaeróbicas. Sus raíces reciben oxígeno por sistemas internos de transferencia que llevan el oxígeno desde los tallos y hojas hasta los rizomas y raíces. Este sistema interno hueco para la circulación de aire (aerénquima) puede ocupar hasta un 60 % del volumen de la planta, según la especie (Brix, 1994). Parte del oxígeno que llega a la raíz se fuga a la rizósfera, lo que crea condiciones aeróbicas allí que apoyan a una diversidad de bacterias aeróbicas que realizan la degradación y la nitrificación. Estas fugas suceden principalmente en la punta de la raíz y la tasa de liberación de oxígeno depende de la permeabilidad de las paredes de la raíz y la concentración interna de oxígeno, entre otros factores. Es difícil cuantificar esta tasa, pero se ha calculado que los *Phragmites* liberan entre 0,02 y 12 g/m^2/día (Brix, 1994).

A medida que la capa superior se seca, se parte, abriendo así fisuras donde más oxigeno puede entrar (Figura 8.3). Estas grietas son más pronunciadas en climas cálidos y áridos, siendo comunes en los sectores de los lechos donde hay menos rizomas, ya que estos últimos mantienen unidos a los lodos (Stefanakis y Tsihrintzis, 2012a). Por lo tanto, las condiciones calientes y secas son convenientes, dado que más oxígeno pueda ingresar por las grietas, aunque en casos extremos las plantas pueden marchitarse y morir. Esto resalta la importancia de elegir cuidadosamente entre lechos de secado con o sin plantas según las condiciones locales.

8.4 INDICADORES DE RENDIMIENTO

El rendimiento de un LSP se evalúa mediante el contenido de agua, la cantidad y forma de los nutrientes, el grado de estabilización y la reducción de patógenos en los lodos tratados. En las siguientes secciones, se explica en mayor detalle cómo medir y evaluar estos indicadores de rendimiento. Se presentan dos casos de estudio, en Tailandia y Camerún, para dar ejemplos de datos reales del rendimiento logrado en el campo.

8.4.1 Separación del agua

La separación del agua consiste en la eliminación del agua de los lodos para facilitar su manejo y reutilización. Esto se evalúa generalmente al medir la concentración de TS (o materia seca, MS), lo que también es uno de los principales parámetros de diseño de las estaciones de tratamiento de los LF (ETLF). En los países tropicales, es factible lograr porcentajes de MS mayores a 30 % al tratar lodos en LSP (Kengne *et al.*, 2009a).



Figura 8.3 Ejemplo de la formación de grietas en un lecho de secado sembrado con *E. pyramidalis* (foto: Ives Kengne).

8.4.2 Retiro de nutrientes

El destino de los nutrientes en el MLF es muy importante, ya que determina las oportunidades del uso final de los lodos y el tratamiento necesario para el efluente. Es factible recuperar el nitrógeno (N) y el fósforo (P) para usos benéficos, pero pueden causar daños al suelo y al agua cuando son descargados en el ambiente desordenadamente. Un estudio demostró que los lodos de una estación de tratamiento biológico de aguas servidas, depositados en un LSP con una tasa de carga de lodos entre 30 y 75 kg de materia seca (MS)/m^2/año, mostró una disminución en la concentración del el Nitrógeno Total Kjeldahl (TKN) de un 35 a un 42 % (de una concentración inicial de 55 mg TKN/g MS), en comparación con una reducción de solo el 24 % en un lecho de secado sin plantas, lo que resalta el papel de las plantas en el ciclo de nutrientes.

Los principales procesos en la transformación del nitrógeno en los LSP son probablemente la asimilación por las plantas y los microbios, la evaporación y, en sectores anaeróbicos, la desnitrificación (Kadlec, 2009). Las plantas también cumplen otras funciones en la desnitrificación, por ejemplo como fuente de carbono y como sitios donde se fijan los microorganismos desnitrificantes. A diferencia del nitrógeno, se ha determinado que el retiro de fósforo es relativamente similar entre los lechos de secado con y sin plantas; parece que el mecanismo principal que retira el fósforo es la sorción sobre el medio filtrante poroso (Stefanakis y Tsihrintzis, 2012a).

Las plantas absorben entre el 0,2 y 5 % del nitrógeno y fósforo en los LSP, según las condiciones climáticas, tasas de carga y otros factores (Stefanakis y Tsihrintzis, 2012a). Aunque no existan datos para los LSP, un 60 a 70 % de la pérdida del nitrógeno en los humedales artificiales se debe a la reducción de nitratos (Cooke, 1994) y puede ser similar en los LSP, dependiendo del grado de saturación de agua.

Una manera de lograr la recuperación de nutrientes es cosechar las plantas. Si mueren y se pudren en el mismo lecho, los nutrientes regresan al lodo. La cosecha de las plantas y su uso para forraje u otros fines es uno de los principales beneficios de los LSP. En Camerún, unos LSP sembrados con Papiro generaron una cosecha anual de 20 a 30 toneladas de biomasa seca encima del suelo por hectárea y la biomasa subterránea (que permanece normalmente allí para seguir creciendo) varió entre 80 y 150 toneladas más. En el mismo estudio, otros LSP, sembrados con *E. pyramidalis*, generaron cosechas mayores a 100 o 150 toneladas secas por hectárea (con tres cortes en el año) y una biomasa subterránea desde 30 hasta70 ton/ha. Al cosechar las partes aéreas de los Papiros, se remueve del LSP desde 236 hasta 383 g/m^2/año de N y desde 60 hasta 92 g/m^2/año de P. En el caso del *E. pyramidalis*, se extrae de 216 a 330 g N/m^2/año y de 55 a 84 g P/m^2/año. Además, la extracción de los rizomas y raíces, en el momento de excavar los lodos secos, representa 55 a 124 g N/m^2/año y 33 a 36 g P/m^2/año (Kengne *et al.*, 2008).

El fósforo que no sale en los lixiviados se presenta generalmente en la forma de partículas en las capas de lodos o adsorbido sobre el medio filtrante y las raíces. El nitrógeno se remueve principalmente mediante la nitrificación y desnitrificación, procesos que se incrementan en presencia de las plantas, lo que explica el mayor rendimiento en el tratamiento de lixiviados en los LSP.

8.4.3 Destino de los metales pesados

En general, los LF no deberían tener altas concentraciones de metales pesados, a menos que los reciban de fuentes industriales (Kroiss, 2004; Molla *et al.*, 2002; Towers y Horne, 1997). Bajas concentraciones de metales como cromo (Cr), cadmio (Cd), plomo (Pb), cobre (Cu), níquel (Ni), manganeso (Mn), zinc (Zn) y hierro (Fe) pueden entrar en los LF debido a las tecnologías descentralizadas de contención, los productos químicos o pilas botadas en los mismos y la contaminación por los camiones tanqueros que también transportan lodos industriales. También pueden estar presentes porque las personas los han consumido y excretado.

Caso de Estudio 8.1: Experimentos sobre la frecuencia de carga en Tailandia
(Adaptado de Koottatep *et al.*, 2005)

Unos lechos de secado sembrados con *Typha* fueron aplicados en Bangkok, Tailandia, para tratar LF con concentraciones promedio de 15,4 g/L TS, 18,7g/L DQO, 1,1 g/L TKN y 0,4 g/L NH_3-N.

Con tasas de carga de lodos que variaban entre 80 y 250 kg TS/m^2/año, las eficiencias de retiro fueron de 66 a 88 % TS, 78 a 99 % DQO, 82 a 99 % TKN y 40 a 98 % NH_3-N. Aproximadamente 65 % del líquido drenó a través del lecho generando un lixiviado con concentraciones de 1,9 a 6,01 g/L TS, 0,1 a 2,2 g/L DQO, 0,006 a 0,25 g/L TKN y 0,005 a 0,2 g/L NH_3-N. El 35 % restante de líquidos evapotranspiró o quedó en los lodos.

Variar la frecuencia de carga entre una y tres veces a la semana no cambió significativamente el rendimiento de tratamiento, pero la aplicación de dos cargas por semana ayudó mucho al crecimiento de las plantas, sin necesidad de retener los lixiviados, al cerrar la válvula de salida. Sin embargo, para minimizar la mano de obra requerida para estas cargas múltiples, se decidió aplicar una carga por semana y retener los lixiviados, cuando fuera necesario, como protocolo permanente. Esto mantuvo suficiente humedad para que las *Typha* no se marchitaran en tiempos de sequía.

Caso de Estudio 8.2: Experimentos sobre las tasas de carga en Camerún
(Adaptado de Kengne *et al.*, 2011)

En Camerún, se llevaron a cabo experimentos sobre tasas de carga en LSP de Papiro y *E. pyramidalis*, con LF de varios tipos de instalaciones descentralizadas (pozos sépticos, letrinas públicas y tradicionales letrinas de pozo). Se aplicaron dos tasas: 100 y 200 kg/m^2/año. Cuando los lechos fueron cargados una vez a la semana, la tasa de carga no afectó significativamente el rendimiento en la separación del agua. En promedio, las concentraciones de TS y TSS disminuyeron desde 3,7 % y 27,6 g/L en los lodos frescos hasta menos de 0,5 % y 2,1 g/L en los lixiviados, respectivamente. Las concentraciones de DQO bajaron desde 31 g/L en los lodos frescos hasta menos de 0,8 g/L en los lixiviados y NH_4^+ se redujo de 0,6 g/L a menos de 0,09 g/L. La concentración de TKN en los lixiviados fue en promedio de 0,1 a 0,2 g/L. Se logró una buena nitrificación con una concentración media de 0,2 a 0,5 g/L, probablemente debido a un aumento en la oxigenación al pasar por el medio filtrante.

Los lechos cargados a 100 kg TS/m^2/año se obstruyeron raramente y el promedio de materia seca en sus lodos al final fue mayor al 30 %. Aproximadamente el 50 % del volumen de los lodos aplicados fue recolectado como lixiviados. Las tasas de carga mayores a 200 kg TS/m^2/año ocasionaron más taponamiento en los lechos de Papiro que en los lechos de *E. pyramidalis*, lo que disminuyó el drenaje de los lechos.

Se ha determinado que, en un LSP del Carrizo Común (*Phragmites australis*) que recibía lodos de una EDAR de lodos activados, los metales Cr, Cd, Pb, Cu, Ni, Mn, Zn y Fe no se distribuyeron en forma pareja a través del lecho y tampoco se acumularon significativamente en las plantas. Los diferentes metales fueron asimilados por las plantas en forma desigual, en la siguiente orden, de mayor a menor: Cr > Fe > Zn > Mn > Cu > Pb > Ni > Cd. Los Carrizos resultaron relativamente tolerante a las concentraciones de metales y no mostraron señales de toxicidad, a pesar de absorber un poco más de metal cada año. Los metales se concentraron más en las raíces que en los tallos u hojas y las cantidades absorbidas no fueron significativas, siendo menos del 3 % del total de metales en los lodos (Stefanakis y Tsihrintzis, 2012b).

Durante el tratamiento, la concentración de metales en los lodos suele incrementar, a medida que la materia orgánica se descompone. Sin embargo, un estudio demostró que el medio filtrante fue el mayor sumidero de los metales, al recibir un 47 % del contenido afluente. Los principales mecanismos de retención de metales en las capas de grava y arena fueron la sedimentación, la adsorción y la precipitación (como óxidos, carbonatos y sulfuros). Solo un 16 % de los metales afluentes escaparon en los lixiviados efluentes (Stefanakis y Tsihrintzis, 2012b).

8.4.4 Reducción de patógenos

Al identificar las calidades de lodos tratados para destinarlos a diferentes usos finales, es preferible aplicar un enfoque de barreras múltiples para controlar los patógenos, en lugar de exigir límites estrictos. Por ejemplo, los lodos que serán utilizados como combustible o para producción de forraje no requieren el mismo grado de reducción de patógenos que lodos destinados al cultivo de plantas de consumo humano. (Capítulo 10, sobre los usos finales de los productos de tratamiento, detalla mucho más sobre este asunto.)

La principal preocupación respecto al uso de LF tratados en la agricultura consiste en su posible contenido de patógenos. Los principales mecanismos que reducen los patógenos en los LSP son la depredación y la deshidratación, procesos que requieren tiempo; por lo tanto, mientras más tiempo se retienen los LF mayor será la destrucción de estas especies infecciosas. Los huevos de helmintos son muy resistentes al estrés ambiental (p.ej., deshidratación y calor) y constituyen un excelente indicador de la calidad de los lodos tratados. Ingallinella *et al.* (2002) resumieron varios informes y determinaron que el tratamiento de LF en LSP redujo la concentración de huevos de helmintos de 600-6000 huevos de helmintos/L a solo 170 huevos/g TS, con la viabilidad de los huevos entre 0,2 y 3,1 %. Otra investigación demostró que los LSP eliminan todos los huevos de helmintos del lixiviado, pero permanecen en baja concentración en los sólidos (79 huevos de helmintos/g TS) (Kengne *et al.*, 2009b).

8.4.5 Otras consideraciones

Aparte de su función directa en el tratamiento, las plantas acuáticas son placenteras estéticamente y proveen de hábitat a una variedad de vida silvestre, como aves y reptiles (Brix, 1994). Sin embargo, la presencia de vectores de enfermedades (p.ej., mosquitos, roedores) podría representar un riesgo para la salud si no están manejados debidamente. Las comunidades aledañas a los LSP suelen aceptar más fácilmente una tecnología que se ve ‘natural’ e incluso en muchos casos podrían no darse cuenta que los LSP fueran construidos y que estén destinados al tratamiento de LF (De Maeseneer, 1997). Aunque no se pueda medir directamente el valor de la apariencia, la estética de los LSP es una ventaja para tomar en cuenta al seccionar una tecnología para el tratamiento.

En la Tabla 8.2 se presentan indicadores de rendimiento de LSP que fueron observados bajo una variedad de condiciones experimentales.

Tabla 8.2 Resumen de indicadores de rendimiento de lechos de lodos con plantas en diferentes países del mundo

País	Tasa de Carga de Lodos (kg TS/m²/año)	% de reducción de sólidos y agua	% de reducción de nutrientes y orgánicos	Otras medidas	Planta sembrada	Fuente
Francia[1]	≈ 70	85% (TS)	70% (DQO) 79% (TKN) 66% (NH_4-N)		*Phragmites australis*	Lienard y Payrastre, 1996
EE.UU.[1]	9,8-65	99% (TS)	95% (DQO) 90% (TKN) 42% (NH_4-N)		*Phragmites australis*	Burgoon *et al.*, 1996
EE.UU.[1]	16-106	46-49% (TVS) 15-47% (TS)			*Phragmites australis*	Kim y Smith, 1997
Polonia[1]	-	94,6% (vol.), 43-65% (H_2O)			*Phragmites australis*	Obarska-Pempkowiak *et al.*, 2003
Tailandia[2]	250	74-86% (TS) 96-99% (SS) 20-25% (MS luego de 4 años)	78-99% (DQO) 70-99% (TKN) 50-99% (NH_3)	< 6 huevos viables de helmintos/g TS	*Typha angustifolia*	Koottatep *et al.*, 2005
Camerún[2]	200	70,6-99,9% (TS) 78,5-99,9% (SS) 30% (MS de los lodos secados)	73,4-99,9% (DQO) 69,2-99,3% (TKN) 50-99% (NH_3)	100% (huevos de helmintos)	*Echinochloa pyramidalis*	Kengne *et al.*, 2009
Senegal[2]	200	97% (TS) 99% (SS)	99% (DQO) 91% (NH_4^+) 97% (PO_4^{3-})		*Echinochloa pyramidalis*	Tetede, 2009

[1] Lodos de aguas servidas [2] Lodos fecales

8.5 DISEÑO Y CONSTRUCCIÓN

A pesar de los éxitos de LSP en Europa y experimentos con LF en países de bajos ingresos, los LSP para el tratamiento de LF están todavía en una fase temprana de desarrollo y ha habido poca investigación en estaciones de tratamiento a escala completa. Pocos han recibido adecuado seguimiento durante suficiente tiempo para poder determinar pautas definitivas para el diseño y la construcción. Ciertas incertidumbres no podrán aclararse hasta realizar mayores investigaciones y compilar mayores experiencias operativas. Sin embargo, existe un consenso que el diseño para los LF debería replicar el de tratamiento de lodos de aguas servidas.

Los costos constructivos de LSP son menores que los de las tecnologías convencionales de tratamiento de lodos y los LSP requieren menos espacios que las lagunas de estabilización. Aunque la tecnología de los LSP es mecánicamente sencilla (con pocas piezas móviles), requiere cuidados en su diseño, construcción y

Tabla. 8.3 Consideraciones generales para el diseño de lechos de secado con plantas (adaptado de Davis, 1995).

Factor	Parámetros a considerar	Comentarios
Selección del sitio	Uso de la tierra y acceso	• Ubicación central para minimizar la distancia de transporte • Ubicación alejada de residencias para evitar quejas respecto a olores, insectos o ruido. • Acceso adecuado para camiones.
	Dispon-ibilidad de terreno	• Extensión suficiente para los requerimientos actuales y futuros.
	Topografía	• En lo posible, seleccionar un sitio que permite flujo por gravedad para reducir los costos y energía de bombeo.
Estructura	Celdas	• Excavar hoyos en la tierra y/o formar diques de tierra alrededor de las celdas para crear la profundidad necesaria. • La altura del dique encima de la arena debe ser suficiente para la acumulación de lodos durante 3 a 4 años, entonces se recomienda generalmente de 1,5 a 2 m. • Se recomienda construir algunas celdas, para poder descargar en una mientras las otras estén en reposo. • Se pueden ubicar diques entre las celdas. • El fondo debe tener una leve pendiente (1 a 3 %). • Es bueno dejar algo de espacio entre las celdas para maquinaria y actividades de mantenimiento (p.ej., cosecha de plantas, extracción de lodos secos, etc.).
	Forros	• Los fondos de las celdas deben ser sellados para prevenir la contaminación o intrusión de aguas subterráneas. Es preferible usar forros sintéticos (geomembranas), pero la arcilla compactada también funciona.
Estructuras de flujo	Entrada	• Estas estructuras deben ser sencillas y fáciles de ajustar. Es común aplicar canales o tubos con puertas.
	Salida	• Es importante instalar un rebosadero, aliviadero, compuerta o tubo ascendente que sea ajustable en su altura para retener agua dentro de cada celda en tiempos de sequía para prevenir la mortandad de las plantas.
Vida útil		• La vida operativa de los lechos está determinada por la tasa de carga, la tasa de estabilización y el número de lechos. Este último debe calcularse basándose en la cantidad de lodos por tratarse.
Clima		• Puede hacer falta retener agua en los lechos para evitar los efectos negativos de las sequías y altas temperaturas sobre las plantas (véase "Salidas"). • Es recomendable incrementar el tiempo entre dos cargas consecutivas (periodo de reposo) cuando llueva excesivamente.
Medio filtrante		• Puede incluir arena, grava (piedras de 5 a 75 mm) u otro sustrato grueso. • La capa superior debe tener un coeficiente de uniformidad mayor a 3,5 para prevenir una obstrucción precoz. Esto se puede lograr al cernir o lavar las partículas finas no deseadas • Es conveniente una pequeña mezcla de tierra o materia orgánica para fomentar el crecimiento inicial de las plantas. • Es necesario mantener el lecho húmedo, pero no inundado, hasta que germinen las semillas o los fragmentos de rizomas produzcan nuevos brotes.
Vegetación		• Se deben elegir especies de plantas acuáticas nativas (no invasoras), comprobadas que se desarrollan bien en los LF. • Es importante seleccionar materia vegetativa sin señales de ataque de nematodos. • Es preferible sembrar y cosechar en la época lluviosa para facilitar el crecimiento.
Ventilación		• Es factible lograr más flujo de aire y mejores condiciones hidráulicas al utilizar bloques vacíos o tubos de ventilación.*
Sistema de alimen-tación		• Una distribución uniforme de los lodos (preferiblemente desde el centro del lecho) evita el crecimiento desigual de las plantas y la formación de 'zonas muertas'. • La alimentación o carga debe realizarse de una a tres veces por semana, según la época del año.

* Se ha determinado por medio de estudios comparativos que los tubos de aeración (tubos perforados de PVC ubicados verticalmente para conducir más aire entre las capas de lodos) no mejoran directamente al proceso de separación del agua, aunque fomentan el crecimiento de las plantas que realizan mayor evapotranspiración (Stefanakis y Tsihrintzis, 2012a). Por lo tanto, se pueden incluir estas columnas de PVC en un diseño de LSP, pero no son necesarias.

Caso de Estudio 8.3: Diseño y construcción de un lecho de secado con plantas en Tailandia

En 1996, el Instituto Asiático de Tecnología (AIT, por sus siglas en inglés), en colaboración con SANDEC/EAWAG, construyó unos LSP a escala piloto para tratar los LF de Bangkok. Este sistema de tratamiento consistió en las siguientes unidades: (1) un tamiz para retener materiales gruesos; (2) un tanque para mezclar los lodos de diferentes fuentes y así lograr un grado de homogenización de los lodos; (3) tres LSP; (4) una laguna de estabilización de desechos; y (5) un filtro de arena con plantas de flujo vertical para pulir el lixiviado. Cada LSP midió 5 x 5 m en la superficie de la arena (6,2 x 6,2 m en el filo superior de los diques), con un revestimiento de ferrocemento.

Se diseñó la profundidad del medio filtrante en los 65 cm para prevenir la penetración de los rizomas y raíces de Anea en el fondo, ya que extienden normalmente solo 30 a 40 cm. El medio filtrante de cada LSP consistió en una capa de 10 cm de arena fina en la superficie, seguida por 15 cm de grava fina, y 45 cm de grava gruesa en el fondo. El dique extendía un metro encima de la arena para la acumulación de los lodos. Se sembró Anea Estrecha (*Typha angustifolia*), recolectada en un humedal natural cercano, en la capa de arena de cada lecho, a una densidad de 8 brotes/m^2. El sistema de drenaje en el fondo fue hecho en el fondo, debajo del medio filtrante, con bloques vacíos de concreto (cada uno de 20 x 40 x 16 cm) y tubos perforados de PVC (20 cm de diámetro). Unos tubos del mismo diámetro fueron colocados sobre la red de drenaje, en forma vertical extendiéndose un metro sobre el lecho para la de ventilación, para aprovechar las corrientes naturales del aire, incrementar la oxigenación de los lodos y disminuir las condiciones anaeróbicas. El lixiviado de cada LSP se recolectaba en un tanque de concreto ($3m^3$) para muestreo y análisis.



Figura 8.4 Lecho de secado con plantas a escala piloto, hecho por el Instituto Asiático de Tecnología (AIT), en el cual se observan los tubos de ventilación, pero no se ven plantas, ya que no estaba en uso (foto: Linda Strande).

Tecnología

Tabla 8.4 Resumen de los parámetros de diseño para los lechos de secado con plantas para tratar lodos fecales en Tailandia.

Componente	Detalles
Pendiente del fondo	1 a 3 %
Pendiente de los diques	50 a 100 %
Sistema de drenaje	Grava gruesa, bloques vacíos de concreto o tubos perforados
Ventilación	Tubos de PVC conectados al sistema de drenaje
Medio filtrante	10 cm de arena (1 mm diámetro) encima 15 cm de grava fina (2 cm diámetro) en el medio 45 cm de grava gruesa (5 cm diámetro) en el fondo
Vegetación	Anea Estrecha (*Typha angustifolia*)
Altura de los diques encima de la arena (francobordo)	1,0 m
Sistema de alimentación	Distribución uniforme (desde el centro del lecho)
Pretratamiento	Tamiz de barras gruesas

aclimatación para lograr resultados adecuados. La experiencia con los LSP existentes permite resaltar algunas consideraciones que deben ser tomadas en cuenta (Tabla 8.3). El Caso de Estudio 8.3 presenta un ejemplo del diseño de un LSP.

8.6 OPERACIÓN Y MANTENIMIENTO

Como con cualquier tecnología de tratamiento, operación y mantenimiento correctos son imprescindibles para un rendimiento óptimo y una larga vida útil. En general, un ciclo operativo consiste en una fase inicial con cargas pequeñas para permitir la adaptación de las plantas, seguida por cargas de acuerdo con la tasa del diseño, con periódicas cosechas de las plantas y excavaciones de los lodos secos. Estos aspectos serán detallados en las siguientes secciones.

8.6.1 Comisionado y puesta en marcha

Los LSP son técnicamente sencillos pero biológicamente complejos. Por lo tanto, en el inicio de la operación es necesario manejarlos cuidadosamente para asegurar que las plantas tengan el tiempo necesario para adaptarse a vivir en las condiciones de LF concentrados. Durante esta puesta en marcha, los lechos deben ser regados con aguas servidas no tratadas o LF diluidas. En un caso, se inició la operación de un LSP con dos descargas de 25 mm al mes con estiércol de chanchos diluido, durante los primeros 8 meses, a fin de permitir la adaptación de las plantas. Esta baja tasa de carga inicial (3 kg TS/m^2/año) fue suficiente para prepararlas para el régimen normal de lodos (Edwards *et al.*, 2001). También es recomendable sembrar las plantas en la época lluviosa para fomentar el desarrollo inicial de las plantas. Dependiendo de las condiciones operativas y climáticas, puede ser necesaria una fase inicial con pocos lodos diluidos, durante varios meses o un año, antes de realizar las descargas al lecho con las tasas previstas en el diseño. En promedio, se recomienda una fase inicial de 6 meses (Kengne *et al.*, 2011). Se ha observado que las Aneas son más sensibles que los Carrizos durante la fase inicial y pueden requerir más tiempo de adaptación antes de poder resistir las cargas completas. Sin embargo, 2 a 3 meses fueron suficientes en el Caso de Estudio 8.3 (Stefanakis y Tsihrintzis, 2012a). Otro factor importante es la densidad de siembra de las plantas, la que puede variar entre 4 y 12 plantas/m^2 (Edwards *et al.*, 2001). Se deben seleccionar únicamente material vegetativo para la siembra (p.ej., brotes, estacas) que esté vigoroso y libre de parásitos con el fin de asegurar que las plantas sobrevivan y prosperen. A medida que las plantas se desarrollen y aumenten su densidad, la evapotranspiración será mayor (Stefanakis y Tsihrintzis, 2012a). El Caso de Estudio 8.4 presenta dos ejemplos de las condiciones de la puesta en marcha en África Occidental.

Caso de Estudio 8.4: Puesta en marcha de lechos de secado con plantas en África Occidental
(Adaptado de SANDEC/EAWAG, 2009)

En Camerún, se colocaron brotes jóvenes o secciones de tallo (con al menos un nudo) de *E. pyramidalis* o fragmentos de rizoma de *C. papyrus* (con un peso fresco entre 300 y 350 g) en el medio filtrante saturado con aguas servidas domésticas no tratadas, durante 6 semanas antes de la aplicación de LF. Durante los siguientes 6 meses, se incrementó paulatinamente la concentración de los LF, hasta alcanzar la tasa completa de carga de 100 a 200 kg TS/m^2/año (Kengne *et al.*, 2011). La densidad de las plantas antes de la aplicación de lodos fue de 11 brotes/m^2 para *E. pyramidalis* y 9 rizomas/m^2 (con 1 a 4 brotes/rizoma) para *C. papyrus*.

En Senegal, la fase inicial de un LSP a escala completa, con *E. pyramidalis*, tardó 4 meses, durante los cuales los lechos fueron regados con el efluente líquido de un tanque de sedimentación y espesamiento de LF. Luego, los LSP recibieron LF en concentraciones entre 13 y 235 kg/m^2/año. Al inicio, las densidades de las plantas variaban entre 9 y 12 brotes/m^2.

8.6.2 Tasas de carga y acumulación de lodos

Antes de cargar los lodos en los lechos, deberían ser descargados desde los camiones tanqueros en tanques de almacenamiento y homogenización que cuentan con rejillas o tamices de barras para retener material grueso y basura, con el fin de prevenir la obstrucción de tubos y lechos. Este tanque también sirve para regular e igualar el flujo de lodos hacia el lecho. Debe haber siempre algún tipo de unidad de almacenamiento y mezclado antes de su colocación sobre los lechos.

Los datos sobre LSP que operan a las tasas de carga nominales varían según su extensión y resaltan la influencia del clima sobre los parámetros operativos. En general, las condiciones cálidas y secas que incrementan la evapotranspiración permiten mayores tasas de carga de los lodos. En Europa, las tasas de carga con lodos de aguas servidas han sido generalmente bajas (< 80 kg/m^2/año) y en los países tropicales las tasas de carga con LF pueden ser casi tres veces mayor. Por ejemplo, una serie de experimentos de AIT en Tailandia demostró que un



Figura 8.5 Tanque de almacenamiento y mezclado en Senegal, con un tamiz de barras para prevenir el ingreso de basura que podría atascarse en los equipos (foto: Linda Strande).

LSP con Aneas operaba adecuadamente con hasta 250 kg/m²/año de LF (Koottatep *et al.*, 2005). Asimismo, en Senegal, unos LSP con *E. pyramidalis* funcionaron bien con cargas de LF hasta de 235 kg/m²/año. En Camerún, se demostró que a escala de patio los LSP pueden funcionar eficientemente con hasta 100 kg/m²/año con *C. papyrus* y hasta 200 kg/m²/año con *E. pyramidalis*. Sin embargo, los intentos de incrementar la tasa de carga hasta 300 kg/m²/año ocasionaron taponamientos severos de los lechos (Kengne *et al.*, 2011). Entre 1996 y 2003, AIT operó LSP experimentales en Tailandia y monitoreó la concentración de sólidos en los lodos secos y en los lixiviados (Tabla 8.5).

Es interesante remarcar que aproximadamente un 47 % de los sólidos se retiene en los lodos secos, un 12 % sale en los lixiviados y un 41 % es 'no contabilizado', en otras palabras 'se pierde' por medio de la mineralización o la sorción sobre o dentro del medio filtrante. Estos resultados resaltan la necesidad de regeneración del medio filtrante y la importancia de continuar el tratamiento de los lixiviados, debido a su alta concentración de sólidos (entre otras cosas).

8.6.3 Frecuencia de carga y fases de reposo

La colocación de LF en el LSP siempre debe ser intermitente, con una frecuencia que varía de sitio en sitio. Se ponen los lodos normalmente de una a tres veces por semana, por medio de válvulas, bombas o sifones instalados en el tanque de igualación o homogenización (lo que es preferible a descargas directas desde los camiones de recolección). Una vez colocada una capa de lodos, se permite que el lecho se drene completamente, con la salida de lixiviados y su reemplazo por aire nuevamente en los espacios entre las partículas del medio filtrante. La siguiente capa sella, en efecto, estas pequeñas bolsas de aire adentro. Cuando esto sucede, el oxígeno, que es fundamental para el proceso de nitrificación, se agota rápidamente (Kadlec y Wallace, 2009). Por lo tanto, el tiempo de reposo entre sucesivas cargas es muy importante, ya que previene la obstrucción biológica y permite que los poros se llenen de nuevo con oxígeno (Stefanakis y Tsihrintzis, 2012a).

Sin embargo, al incrementar el periodo de reposo, se incrementa el número de LSP necesario para tratar un volumen dado de lodos. Basándose en una ecuación semiempírica, se determinó que para maximizar la separación de agua y minimizar los costos, 11 días sería el óptimo plazo entre cargas (Giraldi e Iannelli, 2009). Esto concuerda con la práctica reportada de esperar de una a tres semanas (Stefanakis y Tsihrintzis, 2012a.)

Tabla 8.5 Un balance de masas del Total de Sólidos de lodos fecales de tanques sépticos en lechos de secado con plantas, luego de 300 días de operación (adaptado de Koottatep y Surinkul *et al.*, 2004)

	Unidad (kg TS/m²)	#1 (%)	Unidad (kg TS/m²)	#2 (%)	Unidad (kg TS/m²)	#3 (%)	Promedio (%)
Lodos fecales	187	100	115	100	112	100	100
Lodos secos	93	50	60	52	43	38	47
Lixiviados	20	11	14	12	13	12	12
'No contabilizado'	74	39	41	36	56	50	41

8.6.4 Cosecha y rebrote de las plantas

Como se mencionó en la Sección 8.5.2, un beneficio de los LSP es que las plantas acuáticas pueden ser cosechadas para algún uso final productivo (y detallado en el Capítulo 10). Las plantas acuáticas en LSP generan dos o tres veces la biomasa que producen humedales naturales, debido a la disponibilidad de nutrientes, especialmente nitrógeno y fósforo (Warman y Termeer, 2005). En general, se realizan estas cosechas con un ritmo establecido (p.ej., al momento de excavar los lodos secos), pero puede corresponder a otras situaciones, como la venta de plantas (p.ej., para forraje) o el control de insectos (Altieri y Nicholls, 2003; Pimental y Warneke, 1989). Los insectos pueden hacer mucho daño a las plantas, en especial cuando estas son de tamaño grande o se encuentran en monocultivos densos, de modo que a veces es conveniente cortar las plantas viejas y permitir el crecimiento de brotes nuevos y vigorosos. *E. pyramidalis* es muy cotizado como forraje en algunas regiones y puede ser cosechado hasta tres veces al año (Kengne *et al.*, 2008).

Actualmente, la cosecha es manual, ya que la mayoría de los LSP son de escala experimental o piloto. Se aplicarán probablemente métodos mecánicos cuando los LSP son operados a escala completa. Al cosechar las plantas, se debe cortarlas cerca de la superficie (no arrancarlas de la raíz), para prevenir daños al filtro y a los rizomas y raíces, de donde saldrán nuevos brotes.

8.6.5 Extracción de lodos secos

Es importante determinar la tasa de carga que sea óptima para la operación y mantenimiento de un LSP, para asegurar que la capa de lodos no llegue a ser demasiado gruesa, como para requerir su excavación antes de que se haya drenado completamente. A una escala experimental, se definió que una tasa de carga de 100 kg TS/ m^2/año ocasiona la acumulación de unos 30 a 40 cm/año de lodos, comparada con 50 a 70 cm/año con una carga de 200 kg TS/m^2/año. Para los LSP con diques que se extienden de 1,5 a 2 m encima de la arena, esto daría para una operación de 3 a 5 años antes de tener que excavar los lodos secos (Kengne *et al.*, 2011). Antes de su extracción, los lodos deben permanecer durante varios meses sin lodos adicionales, para una mayor reducción de humedad y patógenos. Por ejemplo, se logró un gran aumento en el contenido de materia seca, de 25 a 43 %, al dejar LSP a escala piloto en Camerún reposar durante un mes antes de excavar los lodos y la concentración de huevos de helmintos (*Ascaris*) se redujo a menos de 4 huevos viables/g TS de 79 huevos/g TS y una viabilidad del 67 % (Kengne *et al.*, 2009b).

En la actualidad, se realiza la excavación de los lodos en forma manual, aunque se podrá utilizar maquinaria a futuro. Según el cuidado aplicado en esta excavación, puede hacer falta reconstituir el medio filtrante del lecho, al aumentar o reemplazar la capa superior de arena o grava fina, o, a veces, reemplazarlo por completo.

8.6.6 Lixiviados

Los lixiviados son los líquidos que filtran a través de los lodos y el medio filtrante, los cuales deben ser recolectados y tratados antes de su descarga en el ambiente. Sin embargo, también pueden ser utilizados para el riego de cultivos o en la acuicultura (detallados en el Capítulo 10). Si el LSP está ubicado cerca de una EDAR, los lixiviados pueden ser tratados juntos con las aguas servidas. Otras opciones incluyen tecnologías descentralizadas, como lagunas de estabilización (Capítulo 5; Strauss *et al.*, 1997). La medición de las características de los lixiviados a lo largo del tiempo demuestra que la mayoría de los parámetros (como DQO, PO_4^{3-}, TSS, VSS) suben después de cada carga de lodos y luego bajan otra vez rápidamente, lo que indica que se trate de un fenómeno de 'lavado' o bien que los mecanismos de tratamiento en estos lechos son muy dinámicos. Un estudio llevado a cabo con lodos de una EDAR demostró una reducción de 80 % en DQO (desde 2.500 mg/L) durante los primeros 10 minutos después de una carga y más del 92 % en dos días. Además, las concentraciones iniciales de amoniaco, que estaban por encima de 350 mg/L, se disminuyeron un 90 % en los primeros 10 minutos. Esta disminución estuvo acompañada por un aumento en la concentración de nitratos, lo que indica un veloz proceso de nitrificación (Stefanakis y Tsihrintzis, 2012a). Una investigación del AIT demostró que aproximadamente un 12 % de los sólidos permanece en los lixiviados (Tabla 8.5). La misma investigación en lechos paralelos también demostró que un 45 % del líquido de los LF sale en los lixiviados (mientras un 5 % permanece en los lodos y un 50 % va al aire a través de la evapotranspiración). Además, los lixiviados contenían solo un 5 % del nitrógeno, con la mayor parte (82 %) asimilada por las plantas y un porcentaje menor (13 %) que se queda en los lodos (Koottatep y Surinkul, 2004). En general, los lixiviados solo drenan de un LSP durante uno o dos días después de una carga. La producción de lixiviados es altamente variable y se debe diseñar del tratamiento subsiguiente de estos líquidos tomando muy en cuenta los cambios bruscos e intermitencia de este flujo.

8.6.7 Factores que influyen en el rendimiento

Las principales causas de un rendimiento operativo inadecuado incluyen: lechos mal construidos; inadecuadas conexiones capilares; un número insuficiente de lechos; una extensión total demasiado pequeña; o excesivas cargas durante la puesta en marcha y en la operación normal (Nielson, 2005). También se ha comentado sobre los siguientes factores como causantes de taponamiento: sedimentación de partículas; una película biológica que crece demasiado rápido; precipitación química; formación de sales; y el desarrollo excesivamente denso de las raíces. Se debe diseñar el horario de cargas para evitar que la capa de lodos se acumule demasiado

rápidamente, puesto que esto puede inhibir el crecimiento de las plantas. La Tabla 8.6 presenta un resumen de los parámetros sugeridos para los LSP, junto con un listado de los aspectos operativos para tomar en cuenta.

8.7 COSTOS Y BENEFICIOS

Uno de los aspectos más atractivos de los LSP, comparados con otras tecnologías de tratamiento de lodos, es el hecho de que tiene costos bajos de inversión inicial, operación, mantenimiento, supervisión y energía (Stefanakis y Tsihrintzis, 2012a). Los LSP no requieren floculantes químicos, centrífugos, ni prensas de cinta coladora (Edwards *et al.*, 2001). Sin embargo, pueden costar más que los lechos de secado sin plantas, tanto en la inversión (p.ej., la compra de las plantas) como en la operación (p.ej., cosecha de las plantas, deshierbe, control de vectores), pero tienen la ventaja de requerir menos frecuente extracción de los lodos (p.ej., después de varios años, comparado con cada dos o tres semanas).

Tabla 8.6 Parámetros operativos para un lecho de secado con plantas

Componente de tratamiento	Detalles	Comentarios
Carga	**60 a 250 kg TS/m²/año**	**Depende de la fuente y las condiciones de los LF.**
Frecuencia de alimentación	**1 a 3 veces por semana**	**Depende de las condiciones climáticas, el porcentaje de materia seca en los lodos y la especie de planta.**
Periodo de reposo	**De 2 días a varias semanas**	**Depende de las condiciones climáticas, el porcentaje de materia seca en los lodos y la especie de planta.**
Adaptación de las plantas	**Puesta en marcha con 4 a 12 brotes/m²** **Comenzar con aguas servidas domésticas y agregar LF paulatinamente hasta que las plantas tengan una altura de 1 m**	**Se recomiendo realizar la puesta en marcha en la época lluviosa.**
Cosecha de las plantas	**Hasta 3 veces por año, después de varios años de operación, o durante la extracción de lodos secos.**	**Depende de la especie de planta, su crecimiento y la necesidad de generar ingresos (en especial en el caso de *Echinochloa pyramidalis*).**

En Italia, se estudiaron los costos de construcción y operación de unos LSP para tratar los lodos generados en el tratamiento de aguas servidas. Aunque no sean necesariamente representativos para todos los países, los resultados son muy útiles. Se estimaron los costos de construcción, incluyendo la mano de obra y la compra de las plantas, en US$ 350/m² y los costos operativos, incluyendo la cosecha de las plantas y el transporte y disposición de los lodos secos, en US$ 180/m²/año (Giraldi e Iannelli, 2009). Con una tasa de producción de lodos del tratamiento primario de aguas servidas de 16 kg TS/persona/año y suponiendo tasas de carga entre 30 y 75 kg TS/m²/año, estos LSP podrían tratar los lodos de 1,7 a 4 personas por m² (Stefanakis y Tsihrintzis, 2012a). Dado que una gran proporción del presupuesto operativo se asocia con el transporte (p.ej., transporte al sitio de disposición o uso final), los costos locales de transporte contribuyen considerablemente al total. Además, los costos de construcción varían mucho según la disponibilidad y tarifas de mano de obra y materiales locales (Giraldi e Iannelli, 2009).

8.8 Ejercicio

Para demostrar los cálculos necesarios para diseñar y construir un LSP, se ofrece un ejercicio de un ejemplo práctico a continuación y algunos insumos para estos cálculos en la Tabla 8.7.

8.8.1 Pregunta

Luego de llevar a cabo un estudio preliminar, una municipalidad decide diseñar un LSP para la separación del agua de LF con las siguientes características:
Volumen estimado anual de LF: 5.000 m^3/año
Contenido promedio de TS en los LF sin tratar: 30.000 mg/L (=30 kg/m^3)

Basándonos en esto, determinemos el total de sólidos en los LF del año:
5.000 m^3/año x 30 kg TS/m^3 = 150.000 kg TS/año

Elijamos una tasa de carga de 200 kg TS/m^2/año y ahora podemos calcular la extensión necesaria para los LSP:
150.000 kg TS/año / 200 kg TS/m^2/año = 750 m^2

Esta extensión puede dividirse entre varios lechos, según la topografía del sitio y para permitir sus respectivos periodos de reposo. Suponiendo que la topografía del sitio sea uniforme, se podría construir 5 lechos de 150 m^2 cada uno. Habrá que contemplar también espacios adicionales para el tamiz, los tanques de igualación, tanques para los lixiviados y el parqueo de los camiones tanqueros, lo que suma mínimamente un 20 % de la extensión calculada.

Tabla 8.7 Parámetros sugeridos del diseño de lechos de secado con plantas para la separación del agua de lodos fecales (LF)

Parámetro	Rango sugerido	Unidades
Tasa de producción de LF	1,5	L/persona/día
Contenido de TS	30	mg/L
Tasa de carga de sólidos	200	kg TS/m^2/año
Frecuencia de aplicación de LF	1 a 2	veces por semana

8.9 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Los LSP constituyen una tecnología relativamente nueva para el tratamiento de los LF de tanques sépticos y otras tecnologías descentralizadas de saneamiento en los países de bajos o medianos ingresos. La amplia experiencia en Europa y EE.UU. ha generado resultados muy sólidos, pero no completamente aplicables a los LF, debido a diferencias en tipos y diluciones de los lodos y en las condiciones climáticas. Actualmente, se están investigando muchos LSP a escalas experimental y piloto en varias partes del mundo, en particular en climas tropicales, donde la radiación solar y la evapotranspiración son altas. Desde hace mucho tiempo, los LSP han sido conocidos como una tecnología confiable para el tratamiento de los lodos de aguas servidas, pero se han vuelto recientemente más atractivos para MLF en las ciudades de rápido crecimiento en los países de bajos y medianos ingresos, ya que son menos costosos para construir que las tecnologías convencionales para el tratamiento de los lodos de aguas servidas. Además, pueden ser construidos con materiales y mano de obra locales y requieren poco mantenimiento, poco o nada de químicos y mínima energía para su operación exitosa. Aunque las plantas acuáticas tarden un tiempo para adaptarse a estos lodos tan ricos en nutrientes, un LSP puede funcionar durante hasta 10 años sin necesidad de excavar los lodos secos y las plantas pueden ser cosechadas para usos productivos. Los lodos secos y estabilizados también podrán ser utilizados como fertilizante orgánico y enmienda de los suelos.

Sin embargo, los LSP requieren un amplio espacio (0,25 a 1,0 m^2/persona) y, por lo tanto, no son tan convenientes en los centros urbanos densamente poblados. Además, los lechos deben contar con acceso para los camiones tanqueros que transportan los lodos y, por eso, deben construirse cerca de un camino que sea transitable para este tipo de camión. Por más que sean resistentes, las plantas acuáticas pueden ser atacadas por insectos y otros parásitos; entonces, requieren de un mantenimiento diligente, aunque no constante. En los últimos años, se ha realizado mucha investigación para determinar los parámetros óptimos para el diseño y la operación de los LSP que sean los más robustos posibles. Sin embargo, hay todavía preguntas sin respuestas, como las siguientes:

- ¿Cómo influye la frecuencia de alimentación en el rendimiento de los LSP?
- ¿Qué vulnerabilidades y resistencias tienen las plantas acuáticas frente a ataques de insectos?
- ¿Qué efectos tienen el amoniaco y la alta conductividad?
- ¿Qué métodos son los más eficientes para el tratamiento de los lixiviados?
- ¿Cómo es la eficiencia de los LSP a largo plazo, después de los 10 años? y
- ¿Cómo saldría un análisis completo de los costos y beneficios de los LSP?

Cada uno de estos aspectos debe ser investigado bajo diferentes tasas de carga, con diferentes tipos de LF y bajo diferentes condiciones climáticas. Por más que sea importante la investigación, la promoción de los LSP y su aplicación a escala completa, donde sea factible y apropiado, deben gozar de mayor prioridad. No es el momento para perder tiempo en el perfeccionamiento de esta tecnología, sino para seguir aumentando nuestros conocimientos al aplicarlos y difundir lo que aprendamos a medida que se acumule.

8.10 BIBLIOGRAFÍA

Altieri, M. A., Nicholls, C. I. (2003). Soil fertility management and insect pests: harmonizing soil and plant health in agroecosystems. Soil and Tillage Research 72(2), p.203-211.

Bialowiec, A., Wojnowska-Baryla, I., Agopsowicz, M. (2007). The efficiency of evapotranspiration of landfill leachate in the soil-plant system with willow Salix amygdalina L. Ecological Engineering 30(4), p.356-361.

Breen, P. F. (1997). The performance of vertical flow experimental wetland under a range of operational formats and environmental conditions. Water Science and Technology 35(5), p.167-174.

Brix, H. (1994). Functions of macrophytes in constructed wetlands. Water Science and Technology 29(4), p.71-78.

Brix, H. (1997). Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? Water Science and Technology 35(5), p.11-17.

Chen, W., Chen, Z., He, Q., Wang, X., Wang, C., Chen, D. (2007). Root growth of wetland plants with different root types. Acta Ecologica Sinica 27(2), p.450-457.

Clarke, E., Baldwin, A. H. (2002). Responses of wetland plants to ammonia and water level. Ecological Engineering 18(3), p.257-264.

Davis, L. (1995). A handbook of constructed wetlands: A guide to creating wetlands for--agricultural wastewater, domestic wastewater, coal mine drainage, stormwater in the Mid-Atlantic Region. Vol 1. General considerations (Vol. 1). Washington, DC: USDA-NRCS, EPA Region III.

De Maeseneer, J. L. (1997). Constructed wetlands for sludge dewatering. Water Science and Technology, 35(5), 279-285.

EAWAG/SANDEC. (2009). Recueil des résultats de recherche sur la gestion des boues de vidange du projet de collaboration ONAS-EAWAG/SANDEC- Phase I, 2006-2009. Dakar: EAWAG/SANDEC.

Edwards, J. K., Gray, K. R., Cooper, D. J., Biddlestone, A. J., Willoughby, N. (2001). Reed bed dewatering of agricultural sludges and slurries. Water, Science and Technology 44(10-11), p.551-558.

Gagnon, V., Chazarenc, F., Comeau, Y., Brisson, J. (2007). Influence of macrophytes species on microbial density and activity in constructed wetlands. Water Science and Technology, 56(3), 249-254.

Giraldi, D., Iannelli, R. (2009). Short-term water content analysis for the optimization of sludge dewatering in dedicated constructed wetlands (reed bed systems). Desalination 246(1-3), p.92-99.

Hardej, M., Ozimek, T. (2002). The effect of sewage sludge flooding on growth and morphometric parameters of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel. Ecological Engineering 18(3), p.343-350.

Hutchinson, J., Dalziel, J. M. (1972). Flora of west Tropical Africa (Vol. Vol. III). London: Crown Agents for Overseas governments and administrations.

Ingallinella, A. M., Sanguinetti, G., Koottatep, T., Montangero, A., Strauss, M. (2002). The challenge of faecal sludge management in urban areas – strategies, regulations and treatment options. Water, Science and Technology 46(10), p.285-294.

Kadlec, R. H., Knight, R. L. (1996). Treatment wetlands. Boca Raton, FL.: Lewis Publishers.

Kadlec, R. H., Wallace, S. (2009). Treatment wetlands (2nd edition ed.). Boca Raton, FL: CRC Press.

Kengne, I. M., Akoa, A., Soh, E. K., Tsama, V., Ngoutane, M. M., Dodane, P. H. (2008). Effects of faecal sludge application on growth characteristics and chemical composition of *Echinochloa pyramidalis* (Lam.) Hitch. and Chase and Cyperus papyrus L. Ecological Engineering 34(3), p.233-242.

Kengne, I.M., Dodane, P.-H., Amougou Akoa, Koné, D., 2009a. Vertical flow constructed wetlands as sustainable sanitation approach for faecal sludge dewatering in developing countries. Desalination, (248) p291-297.

Kengne, I. M., Amougou Akoa, Koné, D. (2009b). Recovery of biosolids from constructed wetlands used for faecal sludge dewatering in tropical regions. Environmental Science and Technology 43, p.6816-6821.

Kengne, I. M., Soh Kengne, E., Akoa, A., Bemmo, N., Dodane, P.-H., & Koné, D. (2011). Vertical-flow constructed wetlands as an emerging solution for faecal sludge dewatering in developing countries. Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development 01(1), 13-19.

Kim, B. J., Smith, D. (1997). Evaluation of sludge dewatering reed beds: A niche for small systems. Water Science and Technology 35(6), p.21-28.

Koottatep, T., Surinkul, N., Polprasert, C., Kamal, A. S. M., Koné, D., Montangero, A. (2005). Treatment of septage in constructed wetlands in tropical climate: lessons learnt from seven years of operation. Water Science and Technology 51(9), p.119-126.

Kroiss, H. (2004). What is the potential for utilizing the resources in sludge? Water Science and Technology 49(10), p.1-10.

Lienard, A. Payrastre, F. (1996). Treatment of sludge from septic tanks in reed beds filters pilot plants. In: IWA (Ed), 5th Int. Conf. on Wetlands Systems for Water Pollution Control, Vol. I, IWA, Vienna, p.1-9.

Molla, A. H., Fakhru'l-Razi, A., Abd-Aziz, S., Hanafi, M. M., Roychoudhury, P. K., Alam, M. Z. (2002). A potential resource for bioconversion of domestic wastewater sludge. Bioresource Technology 85(3), p.263-272.

Molle, P., Lienard, A., Grasmick, A., Iwema, A. (2006). Effect of reeds and feeding operations on hydraulic behaviour of vertical flow constructed wetlands under hydraulic overloads. Water Research 40(3), p.606-612.

Nielsen, S. (2003). Sludge drying reed beds. Water Science and Technology 48(5), p.101-109.

Nielsen, S. (2005). Sludge reed beds facilities – Operation and problems. Water Science and Technology 51 (9), p.99–107.

Pimental, D., Warneke, A. (1989). Ecological effects of manure, sewage sludge and other organic wastes on arthropod populations. Agricultural Zoology Reviews 3, p.1-29.

Prochaska, C. A., Zouboulis, A. I., Eskridge, K. M. (2007). Performance of pilot-scale vertical-flow constructed wetlands, as affected by season, substrate, hydraulic load and frequency of application of simulated urban sewage. Ecological Engineering 31(1), 57-66.

Strauss, M., Larmie, S.A., Heinss, U. (1997). Treatment of sludges from on-site sanitation - Low-cost options. Water Science and Technology 35 (6), p.129-136

Stefanakis, A. I., Akratos, C. S., Melidis, P., & Tsihrintzis, V. A. (2009). Surplus activated sludge dewatering in pilotscale sludge drying reed beds. Journal of Hazardous Materials, 172(2-3), p.1122-1130.

Stefanakis, A. I., Tsihrintzis, V. A. (2012a). Effect of various design and operation parameters on performance of pilotscale Sludge Drying Reed Beds. Ecological Engineering 38(1), p.65-78.

Stefanakis, A. I., Tsihrintzis, V. A. (2012b). Heavy metal fate in pilot-scale sludge drying reed beds under various design and operation conditions. Journal of Hazardous Materials (213-214), p.393-405.

Towers, W., Horne, P. (1997). Sewage sludge recycling to agricultural land: the environmental scientist's perspective. Journal of the Commission for International Water and Environmental Management 11, p.162-132.

Uggetti, E., Ferrer, I., Carretero, J., Garcia, J. (2012). Performance of sludge treatment wetlands using different plant species and porous media. Journal of Hazardous Materials, 217-218, 263-270.

Van Cuyk, S., Siegrist, R., Logan, A., Masson, S., Fischer, E., Figueroa, L. (2001). Hydraulic and purification behaviors and their interactions during wastewater treatment in soil infiltration systems. Water Research 35(4), p.953-964.

Warman, P. R., Termeer, W. C. (2005). Evaluation of sewage sludge, septic waste and sludge compost applications to corn and forage: yields and N, P and K content of crops and soils. Bioresource Technology 96(8), p.955-961.

Preguntas para el Estudio de este Capítulo

1. Describa los principales componentes de un LSP y las bases de su funcionamiento.
2. Explique cómo son las plantas acuáticas y haga un listado de cuatro funciones esenciales que cumplen en el MLF.
3. Identifique cuatro indicadores de rendimiento a utilizarse en el monitoreo de los LSP para asegurar el cumplimiento de los objetivos de tratamiento.
4. Explique por qué es importante determinar la tasa de carga óptima para la operación y mantenimiento de LSP.
5. ¿Cuáles serían los desafíos y beneficios de aplicar la tecnología de LSP para MLF en zonas urbanas densamente pobladas?

Co-tratamiento de los Lodos Fecales en Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales Municipales

**Carlos M. López-Vázquez, Bipin Dangol,
Christine M. Hooijmans y Damir Brdjanovic**

Objetivos de aprendizaje

- Entender la capacidad de la materia orgánica y los compuestos de nitrógeno presentes en lodos fecales (LF) a biodegradarse y fraccionarse.
- Conocer los principios, consideraciones claves y potenciales impactos del co-tratamiento de LF en sistemas de tratamiento de aguas servidas basados en alcantarillados.
- Aprender a determinar los volúmenes de LF que pueden ser co-tratados eficazmente en estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR).
- Comprender las posibles consecuencias negativas del co-tratamiento de LF en sistemas de tratamiento de aguas servidas.

9.1 INTRODUCCIÓN

El uso de tecnologías descentralizadas de saneamiento puede ser una solución sostenible para alcanzar las metas de saneamiento en una cadena de servicio de manejo de lodos fecales (MLF), siempre y cuando los lodos fecales (LF) de estos sistemas sean recolectados, transportados, tratados y luego utilizados para la recuperación de recursos o desechados de manera segura. Una posibilidad para lograr esto es su tratamiento junto con las aguas servidas en estaciones depuradoras ("co-tratamiento"). Sin embargo, es conocido ampliamente que la mayoría de las EDAR en países de bajos ingresos han fracasado y el indebido co-tratamiento de LF ha incluso causado algunos de estos colapsos. Por lo tanto, el objetivo de este capítulo es ilustrar a través del modelado matemático de una EDAR cómo suceden estos colapsos y las extremas dificultades del co-tratamiento que se deben enfrentar para prevenirlos. En primer lugar, este capítulo analiza los procesos de lodos activados y luego las tecnologías anaeróbicas, incluyendo los reactores anaeróbicos de flujo ascendente (UASB, por sus siglas en inglés), digestores y lagunas. (El co-tratamiento en lagunas también es considerado en el Capítulo 5.)

En este capítulo, se demostrará que el co-tratamiento de LF junto con aguas servidas no es recomendable en la gran mayoría de los casos en países de bajos ingresos. Si se desea desarrollar alguna alternativa de co-manejo, sería potencialmente mejor combinar los LF con los lodos generados en el tratamiento de aguas servidas. Esto permitiría la recuperación de recursos (Capítulo 10) y la parcial financiación autónoma del MLF. Las herramientas presentadas en este capítulo servirán para evaluar las EDAR existentes o en proceso de diseño.

Cabe mencionar que la descarga de LF en alcantarillados debe ser regulada cuidadosamente y evitada. Su mayor contenido de sólidos (Capítulo 2) puede ocasionar graves problemas operativos, como la sedimentación de sólidos y el taponamiento de alcantarillados. Esto se debe mayormente a los diámetros y pendientes de los alcantarillados, que son diseñados para el transporte de aguas servidas municipales que contienen típicamente solo de 250 a 600 mg TSS/L (Henze *et al.*, 2008) y no los 12.000 a 52.500 mg TSS/L presentes en LF (Tabla 2.3). Por lo tanto, uno de los primeros pasos en el diseño de un sistema de co-tratamiento es determinar cómo transportar los LF a la EDAR y cómo agregarlos al flujo afluente.

En general, las EDAR no son diseñadas para la descarga de LF y alteraciones en el proceso y fallos son frecuentemente observados. Los problemas más comunes con el co-tratamiento de los LF en EDAR incluyen el deterioro de la calidad del efluente tratado, la sobrecarga de los tanques y la aireación inadecuada (Andreadakis, 1992; Al-sa'ed y Hithnawi, 2006; Heinss y Strauss, 1999; Strauss *et al.*, 2000; Chaggu, 2004; Harrison y Moffe, 2003; López-Vázquez, 2008; Lake, 2010; Lake *et al.*, 2011; Wilson y Harrison, 2012; Still y Foxon, 2012).

A pesar de los posibles problemas operativos, ciertas pautas indican que volúmenes bajos o moderados de LF pueden ser Co-Tratados en EDAR municipales (ATV, 1985; USEPA, 1984, 1994). La EPA de EE.UU dice que hasta un 3,6 % de la capacidad máxima del diseño de una estación puede consistir en LF (p.ej., de pozos sépticos) (EPA, 1994). Sin embargo, estas recomendaciones se basan en la demando bioquímica de oxigeno (DBO_5), lo que no toma en cuenta el contenido orgánico e inorgánico total presente en los LF, ni tampoco provee la información relevante sobre las diferentes fracciones biodegradables (Henze y Comeau, 2008). Más bien, se recomienda usar medidas de la demanda química de oxigeno (DQO), ya que esta puede subdividirse en fracciones orgánicas útiles para evaluar el diseño y el rendimiento de los procesos de tratamiento biológico de aguas servidas. Este capítulo analiza el impacto del co-tratamiento de LF en EDAR municipales, según la dilución de los LF y el fraccionamiento de DQO y nitrógeno. Se recomienda este enfoque para evaluar la factibilidad de co-tratamiento, sin alterar o deteriorar cualquier proceso.

9.2 BIODEGRADABILIDAD Y FRACCIONAMIENTO DE LODOS FECALES

9.2.1 Proporciones de caracterización

Al evaluar las características de los LF para determinar su potencial de co-tratamiento, además de los parámetros clásicos como de DQO, DBO y TSS, las proporciones entre estos parámetros también aportan una información útil. Las relaciones entre estos parámetros en LF de inodoros públicos y tanques sépticos son presentadas en la Tabla 9.1.

Los rangos de valores en la Tabla 9.1 son muy amplios y, por lo tanto, solo dan una estimación muy general del potencial para biodegradarse. También estas proporciones deben ser usadas con precaución. Comparado con los valores comunes observados en aguas servidas, estos valores sugerirían que los LF no son fácilmente biodegradables. Las bajas proporciones de VSS a TSS indican un contenido inorgánico de un 23 a 50 %. La proporción de DQO/DBO5 de 5,0 para inodoros públicos indica que los compuestos orgánicos degradables se biodegradarían lentamente. En cambio, las proporciones de DQO a DBO5 entre 1,43 y 3,0 en los tanques sépticos indicarían que estos lodos son biodegradables, pero muchas veces no es así, ya que los lodos de los pozos sépticos tienen mucho más tiempo de almacenamiento (p.ej., años comparados con días). Esto demuestra la necesidad de desarrollar un método más confiable e informativo para determinar la capacidad para biodegradarse de los LF.

Tabla 9.1 Proporciones de caracterización para los lodos fecales de inodoros públicos y tanques sépticos, para evaluar la capacidad de biodegradación de los mismos con fines de tratamiento (calculadas a partir de la Tabla 2.3 y adaptadas de Henze *et al.*, 2008).

Proporciones (g/g)	Inodoros públicos	Tanques sépticos	Aguas servidas municipales de dilución media
VSS:TSS	0,65 a 0,68	0,50 a 0,73	0,60 a 0,80
DQO:DBO_5	5,0	1,43 a 3,0	2,0 a 2,5
DQO:TKN	0,10	1,2 a 7,8	8 a 12
DBO_5:TKN	2,2	0,84 a 2,6	4 a 6
DQO:TP	109	8,0 a 52	35 a 45
DBO_5:TP	17	5,6 a 17,3	15 a 20

Las proporciones del contenido orgánico a nitrógeno también indican que las concentraciones orgánicas no son suficientes para eliminar el nitrógeno mediante la desnitrificación (Henze y Comeau, 2008). Los LF solo deben considerarse para un co-tratamiento en procesos que incluyen la eliminación de nitrógeno si las aguas servidas afluentes tienen altas relaciones de DQO:TKN o DBO_5:TKN (a saber, 12 a 16 y 6 a 8, respectivamente). Por su parte, los cocientes relativamente altos de DQO:TP y DBO_5:TP sugieren que, en general, hay suficiente materia orgánica para una eliminación biológica del fósforo.

9.2.2 Biodegradabilidad y fraccionamiento

El fraccionamiento es la separación de la materia orgánica en segmentos, según su biodegradabilidad y sus propiedades físico-químicas. Muchas veces, se mide la (bio) degradabilidad con DBO5. Sin embargo, este método tiene sus limitaciones como la determinación incompleta de todas las sustancias orgánicas, debido a que la fracción no biodegradable no puede determinarse por esta técnica analítica, como resaltan Roeleveld y van Loosdrecht (2002) y Henze y Comeau (2008). Por lo tanto, es preferible usar el DQO para evaluar la materia orgánica para el diseño, control, monitoreo y en el modelado matemático de los procesos de tratamiento de aguas servidas. Las ventajas de DQO sobre DBO5 incluyen: (a) la velocidad del análisis (p.ej., horas comparadas a 5 días), (b) una información más útil y detallada sobre todas las sustancias orgánicas degradables y no degradables y (c) el potencial para cerrar el balance de sustancias orgánicas (basado en la DQO). De los dos métodos para la determinación analítica de DQO, se prefiere el método de dicromato, ya que en el método de permanganato no se oxidan totalmente todos los compuestos orgánicos (Henze y Comeau, 2008).

La fracción biodegradable puede dividirse entre compuestos que se degradan rápida o lentamente. Las sustancias orgánicas que se degradan de forma rápida se supone que son moléculas pequeñas que pueden disolverse en el agua y pueden ser consumidas de forma veloz (p.ej., ácidos grasos volátiles y carbohidratos de bajo peso molecular). Las sustancias orgánicas que se degradan lentamente son consideradas como más complejas y requieren una descomposición extracelular antes de su asimilación y utilización por los microorganismos (Dold *et al.*, 1980). Se supone que estos compuestos son partículas coloidales que también pueden separarse de manera físico-química (p.ej., coagulación-floculación y sedimentación).

Las fracciones no biodegradables, también llamadas inertes, no se degradan o se degradan tan lentamente que no son transformados durante su transporte en un alcantarillado o en su tiempo de detención en una EDAR. También se divide aún más entre las sustancias orgánicas solubles y las sustancias orgánicas en forma de partículas. Se supone que estas partículas pueden ser retiradas mediante la separación física (p.ej., sedimentación), pero las sustancias orgánicas no biodegradables solubles, no pueden quitarse ni por métodos biológicos ni por métodos físico-químicos. Por lo tanto, cuando las sustancias orgánicas no biodegradables solubles están presentes en las aguas servidas, estas pasan a través de las EDAR con las mismas concentraciones afluentes y efluentes (Ekama, 2008). En los sistemas de tratamiento de aguas servidas, las sustancias orgánicas no biodegradables solubles tienen un gran impacto sobre la calidad del efluente y así mismo las partículas orgánicas no biodegradables sobre la acumulación de sólidos.

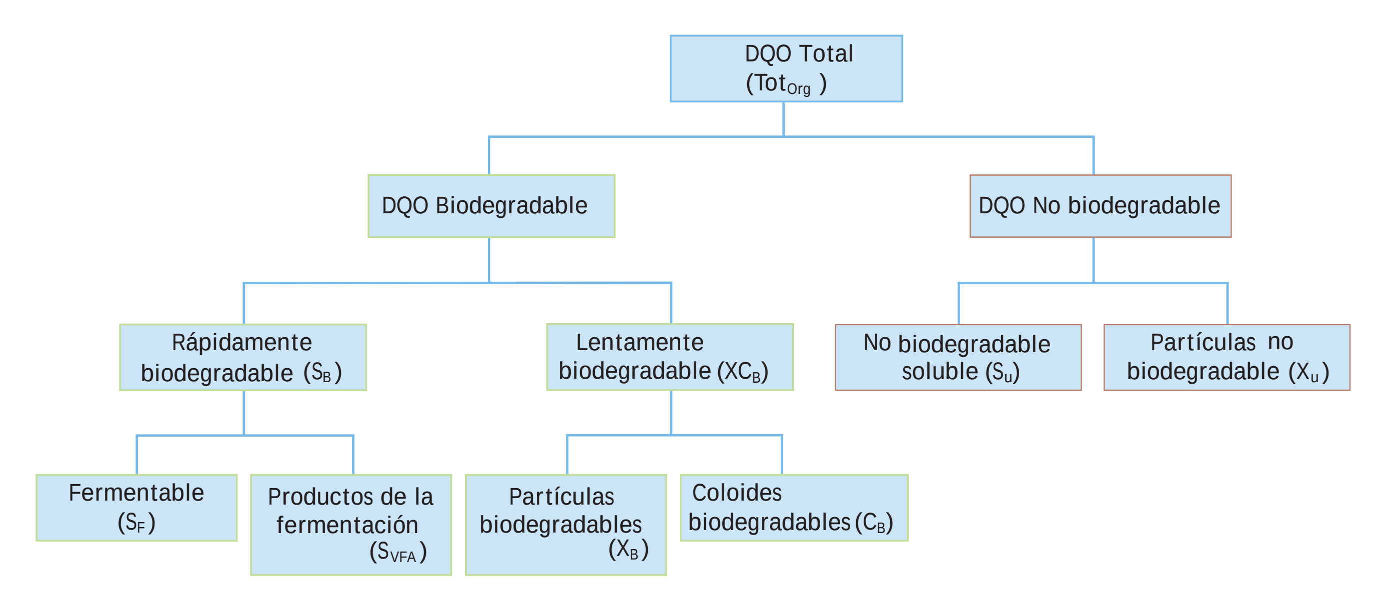


Figura 9.1 Diagrama del fraccionamiento de la materia orgánica (DQO) (adaptado de Melcer, 2003 y Corominas *et al.*, 2010).

Es importante subrayar que los compuestos orgánicos contienen diferentes componentes de carbono, nitrógeno y fósforo. Es preferible determinar y expresar los componentes carbonados en función de DQO, dadas las ventajas de esta técnica analítica sobre las otras. En la Figura 9.1., se indica las diferentes fracciones de DQO entre los compuestos orgánicos, junto con las abreviaciones comunes para cada fracción (Corominas *et al.*, 2010):

X = Partículas
S = Soluble
C = Coloidal
B = Biodegradable
U = No Biodegradable
F = Fermentable
VFA = Productos de la fermentación

Por lo tanto, el total de materia orgánica presente en las aguas servidas podemos expresar como la suma de las diferentes fracciones biodegradables y no biodegradables del DQO (Ecuación 9.1):

Ecuación 9.1: $Tot_{Org} = S_F + S_{VFA} + X_B + C_B + X_U + S_U$ (mg DQO/L)

Reconociendo que el nitrógeno orgánico es el contenido nitrogenado de los diferentes grupos de compuestos orgánicos y, agregando los otros compuestos nitrogenados inorgánicos (como amoniaco, nitritos y nitratos), los compuestos nitrogenados pueden también fraccionarse de la siguiente manera (Figura 9.2):

Tot_N = Nitrógeno Kjeldahl total (TKN)
$Tot_{Ig,N}$ = Nitrógeno inorgánico total
$Tot_{Org,N}$ = Nitrógeno orgánico total
NH_X = Amoniaco libre y salino total
NO_X = Suma de nitritos y nitratos total
$Tot_{Org,B,N}$ = Nitrógeno orgánico biodegradable total
$Tot_{Org,U,N}$ = Nitrógeno orgánico no biodegradable total

El nitrógeno orgánico puede dividirse en fracciones similares a los de DQO, ya que el nitrógeno es otro componente de las mismas sustancias orgánicas. De esta manera, los compuestos orgánicos nitrogenados biodegradables se dividen en partículas biodegradables ($X_{CB,N}$), las cuales (bio)degradan más despacio, y las sustancias biodegradables solubles ($S_{B,N}$) que se biodegradan más fácilmente.

El nitrógeno no biodegradable que es fijado orgánicamente comprende fracciones de partículas no biodegradables y sustancias no biodegradables solubles ($X_{U,N}$ y $S_{U,N}$, respectivamente). Ya que estos grupos de sustancias orgánicas que no se degradan y permanecen sin afectarse por los procesos biológicos, quedan intactos, manteniendo la composición y características del nitrógeno (además de la DQO y el fósforo). Por lo tanto, en una EDAR, las $X_{U,N}$ se acumulan en el sistema y se agregan a la masa de lodos, mientras las $S_{U,N}$ salen de la estación en el efluente sin sedimentarse y tampoco son eliminadas biológicamente. Entonces, la DQO no biodegradable y el nitrógeno orgánico son simplemente la DQO y el contenido nitrogenado de las sustancias orgánicas no biodegradables.

Por lo tanto, Tot_N puede expresarse como una suma (Ecuación 9.2):

Ecuación 9.2: $Tot_N = S_{NHx} + S_{NOx} + X_{CB,N} + S_{B,N} + X_{U,N} + S_{U,N}$ (mg N/L)

Además de los compuestos orgánicos y los compuestos nitrogenados, las aguas servidas también contienen sólidos suspendidos inorgánicos (ISS) como parte de los sólidos suspendidos totales (Tabla 2.3). Las bacterias son capaces de consumir pequeñas cantidades de ISS como micronutrientes para su crecimiento celular (p.ej., magnesio, potasio y compuestos de calcio), aunque no son considerados biodegradables. Como consecuencia, los ISS suelen acumularse en el tratamiento de aguas servidas en proporción al tiempo de retención de los sólidos (SRT) (Ekama, 2008).

9.2.3 Dilución de los lodos fecales

Los LF pueden clasificarse como digeridos o frescos y de dilución alta, media y baja, según la DQO y el Nitrógeno total (TN; Dangol, 2013; Hooijmans *et al.*, 2013). Los valores en la Tabla 9.2 fueron definidos por Dangol (2013) y Hooijmans *et al.* (2013) con fines de un modelado basado en valores reportados en la literatura (Koné y Strauss, 2004; Heinss *et al.*, 1998; Elmitwalli *et al.*, 2006; Luostarinen *et al.*, 2007; Henze y Comeau, 2008; Halalsheh *et al.*, 2011; Ingallinella *et al.*, 2002).

El fraccionamiento de las aguas servidas en las EDAR ha sido estudiado desde el inicio del modelado matemático, en sistemas de lodos activados y existen muchos ejemplos de esto en la literatura (Ekama *et al.*, 1986; Henze *et al.*, 1987). A diferencia, el fraccionamiento de LF no es fácil de encontrar en la literatura y algunos ejemplos están reportados en la Tabla 9.3. Es interesante notar que dos grupos distintos pueden identificarse independientemente de su dilución: los LF frescos con una mayor proporción de sustancias orgánicas biodegradables (hasta el 81 % del total de DQO) y los LF añejos con una baja proporción de sustancias orgánicas biodegradables (de alrededor del 43 %). Como consecuencia, el segundo es más digerido y contiene cerca del 57 % de sustancias orgánicas no biodegradables.

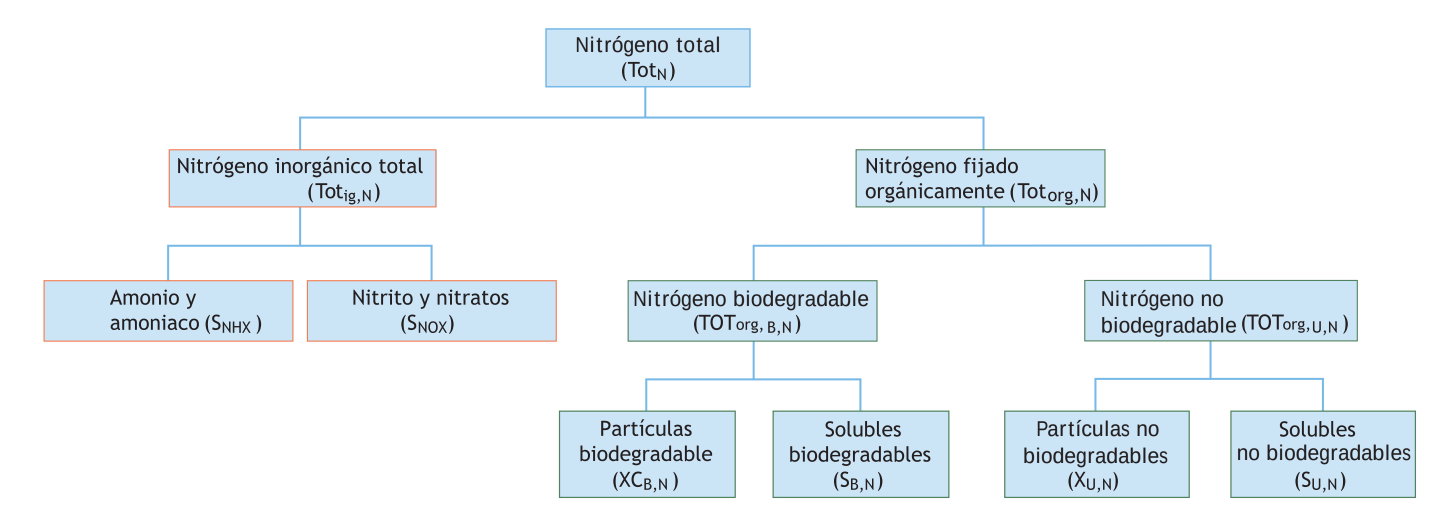


Figura 9.2 Diagrama de fraccionamiento del nitrógeno (adaptado de Melcer, 2003 y Corominas *et al.*, 2010).

Tabla 9.2 Concentraciones definidas para DQO, TN y TSS en lodos fecales frescos y digeridos de dilución baja, media y alta. (Dangol, 2013; Hooijmans *et al.*, 2013).

Tipo de lodo	Dilución	DQO (mg/L)	N Total (mg/L)	TSS (mg/L)
Fresco	Baja	250.000	5.000	100.000
	Media	65.000	3.400	53.000
	Alta	10.000	2.000	7.000
Digerido	Baja	90.000	1.500	45.000
	Media	45.000	400	25.000
	Alta	3.000	200	1.500

En general, los compuestos orgánicos biodegradables en LF frescos pueden alcanzar hasta el 82 % del DQO total (Tabla 9.3). Las diferencias en los compuestos orgánicos biodegradables pueden explicarse por el tiempo de retención de los LF en el sistema de saneamiento descentralizado. En cortos tiempos de retención (p.ej., varios días en inodoros públicos), no se produce una estabilización significativa, mientras esto se logra en tiempos más largos de retención (p.ej., varios años en pozos sépticos). Elmitwalli *et al.* (2011) estimaron mediante simulaciones matemáticas que, luego de 90 días de acumulación en sistemas descentralizados, las fracciones biodegradables en LF frescos se redujeron de 0,81 a 0,25, mientras que las fracciones no biodegradables aumentaron de 0,19 a 0,75. Esto sugiere la importancia de ajustar las tecnologías de tratamiento a los tipos de lodos, por ejemplo la generación de biogás sería más adecuada con lodos que son vaciados frecuentemente o que son tratados en el mismo lugar. Es interesante notar que los fraccionamientos de DQO de los LF frescos y digeridos no muestran grandes variaciones a pesar de sus diluciones y orígenes. Sin embargo, existen todavía pocos datos y se requiere mayor estudio para tener resultados contundentes.

Dangol (2013) reportó el fraccionamiento de nitrógeno en los LF (Tabla 9.4). El fraccionamiento de nitrógeno en LF frescos y digeridos fue estimado según un enfoque similar al de Ekama (2008) para aguas servidas y al de Lake (2010) para LF de pozos sépticos. Basado en la suposición que los sistemas descentralizados funcionan parcialmente como digestores anaeróbicos (Montangero y Belevi, 2007), la biodegradación de compuestos orgánicos lleva a la producción de compuestos orgánicos fermentables y productos de la fermentación (S_F y S_{VFA}, respectivamente) y a la liberación de compuestos nitrogenados inorgánicos (mayormente NH_4^+, ya que se observa generalmente un rango de pH de 6 a 8) de la hidrólisis del nitrógeno orgánico (Sötemann *et al.*, 2005). Por lo tanto, la fracción de nitrógeno orgánico biodegradable puede ser considerada junto con el amoniaco libre y salino (FSA) porque se hidroliza rápidamente. Esta suposición se basó en los largos tiempos de retención y altas concentraciones de sólidos y biomasa halladas en algunos sistemas descentralizados (Dangol, 2013).

9.3 CO-TRATAMIENTO EN SISTEMAS DE LODOS ACTIVADOS

9.3.1 Efectos sobre la eficiencia de limpieza y la calidad del efluente

Cuando se tratan LF en EDAR de lodos activados, las concentraciones de DQO y TN en el reactor y en el efluente se aumentan proporcionalmente según los volúmenes y concentraciones de los LF. Además, las concentraciones de DQO y TN solubles y no biodegradables reducirán la calidad del efluente tratado, ya que no pueden ser limpiados por los procesos físico-químicos, ni por los procesos biológicos. De esta manera, los volúmenes afluentes de LF de diluciones medias o bajas deben ser limitados para poder cumplir con los estándares del efluente. Como se muestra en las Figuras 9.3 y 9.4, esto se confirmó mediante un modelado matemático para una EDAR con lodos activados y una eliminación biológica del nitrógeno, con una capacidad para 100.000 personas (20.000 m^3/d), y trata aguas servidas municipales de dilución media (Henze *et al.*, 2008; Dangol, 2013). Las concentraciones afluentes de DQO y TN aumentan proporcionalmente a los volúmenes de LF en este afluente, alcanzando las mayores concentraciones con los LF frescos y poco diluidos (Figura 9.3).

Tabla 9.3 El fraccionamiento de DQO en lodos fecales

Origen	DQO Total (mg/L)	X_{Cb} (lentamente biodegradable)		X_u (partículas no biodegradables)		X_a (bacterias acidogénicas)		S_f (materia orgánica fermentable)		S_{vfa} (ácidos grasos volátiles)		S_u (soluble no biodegradable)		Suma de proporciones biodegradables	Suma de proporciones no biodegradables (mg DQO/L)
		(mgCOD/L)	Fracción	(mgCOD/L)	Fracción	(mgCOD/L)	Fracción	(mgCOD/L)	Fracción	(mgCOD/L)	Fracción	(mgCOD/L)	Fracción		
Lodos fecales frescos															
Inodoro con succión para aguas negras[1]	**10.000**	**6.940**	**0,69**	**1.110**	**0,11**	**480**	**0,05**	**240**	**0,02**	**940**	**0,09**	**290**	**0,03**	**0,81**	**0,19**
Inodoro con succión para separación de heces[1]	**65.000**	**42.380**	**0,65**	**7.215**	**0,11**	**3.120**	**0,05**	**2.145**	**0,03**	**8.580**	**0,13**	**1.560**	**0,02**	**0,82**	**0,18**
Inodoro seco	**45.000**	**31.230**	**0,69**	**4.990**	**0,11**	**2.160**	**0,05**	**1.080**	**0,02**	**4.230**	**0,09**	**1.310**	**0,03**	**0,81**	**0,19**
Inodoro seco con separación de la orina (UDDT)[1]	**200.000**	**130.400**	**0,65**	**22.200**	**0,11**	**9.600**	**0,05**	**6.600**	**0,03**	**26.400**	**0,13**	**4.800**	**0,02**	**0,82**	**0,18**
Saco Filtrante[1]	**250.000**	**163.000**	**0,65**	**27.750**	**0,11**	**12.000**	**0,05**	**8.250**	**0,03**	**33.000**	**0,13**	**6.000**	**0,02**	**0,82**	**0,18**
Inodoro "Bio" con mezcla de aserrín[2]			**0,80**		**0,20**		-		-		-		-	**0,80**	**0,20**
Proporciones medias			**0,69**		**0,13**	-	**0,05**	-	**0,03**	-	**0,12**	-	**0,03**	**0,81**	**0,19**
Lodos fecales digeridos[3]															
Lodos poco diluidos de pozos sépticos[4]	**90.000**	**34.118**	**0,38**	**53.882**	**0,60**			**1.176**	**0,01**			**824**	**0,01**	**0,39**	**0,61**
Lodos diluidos de pozos sépticos[4]	**6.000**	**2.235**	**0,37**	**3.565**	**0,59**			**118**	**0,02**			**82**	**0,01**	**0,39**	**0,61**
Lodos de pozos sépticos[5]	**2.186**	**568**	**0,26**	**1.218**	**0,56**			**262**	**0,12**			**138**	**0,06**	**0,38**	**0,62**
Lodos de pozos sépticos en Jordania en invierno (18.4 °C)[6]	**2.969**	**1.318**	**0,44**	**814**	**0,27**			**262**	**0,16**			**353**	**0,12**	**0,61**	**0,39**
Lodos de pozos sépticos en Jordania en verano (21.9 °C)[6]	**6.425**	**615**	**0,10**	**2.254**	**0,35**			**1.949**	**0,30**			**1.607**	**0,25**	**0,40**	**0,60**
Proporciones medias			**0,31**		**0,47**				**0,13**				**0,09**	**0,43**	**0,57**

1 Gaillard (2002); Elmitwalli et al. (2006); Luostarinen et al. (2007) 2 Lopez-Zavala et al. (2004)
3 Estimación de DQO biodegradable según el protocolo STOWA (Roeleveld and van Loosdrecht, 2002) 4 Henze et al. (2002) 5 Lake (2010) 6 Halalsheh et al. (2011)

Tabla 9.4 Las proporciones de fraccionamiento del nitrógeno en lodos fecales digeridos (de pozos sépticos) y frescos (Dangol, 2013).

Fracción	Símbolo	LF Digeridos	LF Frescos
Amoniaco libre y salino (FSA)	S_{NHx}	0,20	0,46
Soluble y biodegradable	$S_{B,N}$	-	-
Partículas biodegradables	$XC_{B,N}$	-	-
Partículas nitrogenadas orgánicas no biodegradables	$X_{U,N}$	0,05	0,01
Nitrógeno soluble orgánico no biodegradable	$S_{U,N}$	0,75	0,53
Nitrógeno total	Tot_N	1,00	1,00

Se confirmó también que las mayores concentraciones de las fracciones solubles y no biodegradables dan lugar a mayores concentraciones de DQO y TN en el efluente (Figura 9.4). Así, las concentraciones de DQO y TN solubles y no biodegradables determinarán el primer límite para los volúmenes permisibles de LF, para poder seguir cumpliendo con los estándares del efluente. Por ejemplo, para cumplir con el requisito que el efluente tenga <100 o 120 mg de DQO/L y <10 mg de TN/L, solamente el 1,75 a 2,0 % del total del afluente podría consistir en LF de dilución media o el 0,75 a 1,0 % en el caso de LF poco diluidos. Sin embargo, si los EDAR carecen de suficiente capacidad excedente (p.ej., en las instalaciones de aeración, almacenamiento, sedimentación y manejo de lodos), los volúmenes permisibles de LF serían probablemente mucho menores, debido a su menor dilución. Por ejemplo, una adición del 1 % (equivalente a 200 m^3/d o 40 tanqueros de 5 m^3 cada uno) de LF digeridos y muy diluidos (con 3.000 mg DQO/L; Tabla 9.2) resultaría en un aumento en la carga de DQO de 600 kg DQO/d. Esto corresponde a un aumento de 6667 personas (suponiendo que 1 persona genera 90 g DQO/día), lo cual podría causar poco impacto sobre una EDAR con capacidad de 100.000 personas. Sin embargo, una mezcla del 1 % de LF frescos de dilución media o baja podría alcanzar la contribución de unas 144.500 o 555.500 personas, respectivamente, lo que estaría al límite máximo de lo que aún permitiría aparentemente una operación adecuada de la EDAR.

Los LF poco concentrados (p.ej., de letrinas de pozo, con largos tiempos de retención o vaciados infrecuentemente) no tienen los mismos efectos pronunciados, por sus menores concentraciones de DQO y TN no biodegradables. Sin embargo, aún si existe suficiente capacidad excedente respecto a aeración, almacenamiento, sedimentación y manejo de lodos, no se podrá cumplir con los requisitos para el efluente cuando se acerca al 10 % del volumen afluente (lo que equivaldría a un aumento de 66.667 personas y hasta 222.220 personas para LF digeridos y LF frescos, respectivamente). De manera similar, Still y Foxon (2012) recomiendan mantener la proporción de LF a aguas servidas afluentes por debajo de un máximo de 1:10, para evitar que fallen los procesos dentro de las EDAR.

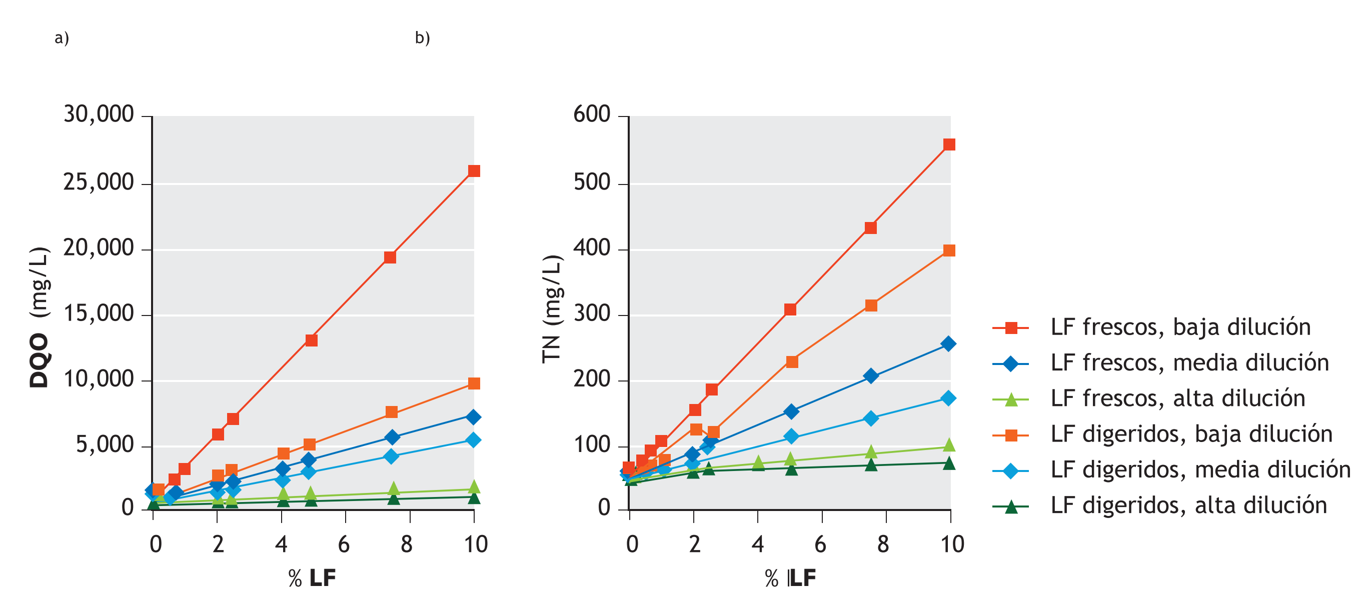


Figura 9.3 Efectos sobre (a) DQO afluente y (b) TN afluente al agregar lodos fecales (%LF) a las aguas servidas municipales afluentes a una EDAR de lodos activados (Dangol, 2013).

9.3.2 Efectos sobre la demanda de oxígeno

Los sistemas de tratamiento aeróbico cuentan con limitadas capacidades de aeración. El co-tratamiento con LF puede ocasionar fuertes aumentos en la demanda de oxígeno, debido a las altas concentraciones de DQO y TN biodegradables en los LF. Los efectos de los LF afluentes son tan altos que pueden aumentar la demanda relativa de oxígeno (ΔFO_{TOT}) 200 %, con solo el 1 % de LF poco diluidos por volumen en el afluente o el 2 % de LF frescos de dilución media (Figura 9.5). Antes del co-tratamiento con LF, es necesario determinar la demanda de oxígeno de los LF para evaluar si la EDAR tiene suficiente capacidad para evitar alteraciones de sus procesos.

9.3.3 Impacto sobre la generación de lodos

La acumulación de sólidos suspendidos totales (TSS) es el parámetro limitante para el co-tratamiento de los LF. Si el aumento excede su máxima capacidad, la EDAR experimentará serios problemas operativos, desde sobrecarga de los tanques de aeración y de sedimentación (con los correspondientes problemas en la separación de sólidos y líquidos) hasta una reducción considerable en la eficiencia de transferencia de oxígeno, que puede dar lugar a insuficiente aeración y condiciones de limitación de oxígeno. Con porcentajes de LF tan bajos como el 0,05 % de LF de dilución media o baja o el 2,5 % de LF muy diluidos, la EDAR se sobrecargaría y se excedería la concentración máxima de 5 kg TSS/m^3 recomendada para la operación de tanques de aeración (Metcalf y Eddy, 2003; Figura 9.6).

Además, el aumento en las concentraciones de TSS y de los sólidos suspendidos en el tanque de aeración (MLSS) también genera mayores volúmenes de lodos de desecho. La EDAR tiene que contar con la capacidad suficiente para el manejo de lodos y su disposición o uso final para tratar con los mayores volúmenes de lodos generados, lo que no es frecuentemente el caso (Still y Foxon, 2012). Por ejemplo, con un aumento del 100 % en la generación de lodos (ΔQ_{WAS}), las instalaciones para la gestión de lodos tendrían que duplicar su capacidad para el co-tratamiento de LF, siendo un 10 % (por volumen) de LF muy diluidos, el 1 % LF de dilución media o un 0,5 % LF poco diluidos (Dangol, 2013; Figura 9.7).

9.3.4 Impacto sobre la necesidad de aeración

La incrementada acumulación de sólidos con el co-tratamiento de LF puede también dar lugar a una reducción en la eficiencia de transferencia de oxígeno. Esto aumentará aún más los requisitos de aeración y reducirá la capacidad de aeración de la EDAR. Si se excede la capacidad de aeración, esto conducirá a condiciones de limitación de oxígeno, la creación de zonas poco oxigenadas y serios problemas operativos. Si el afluente

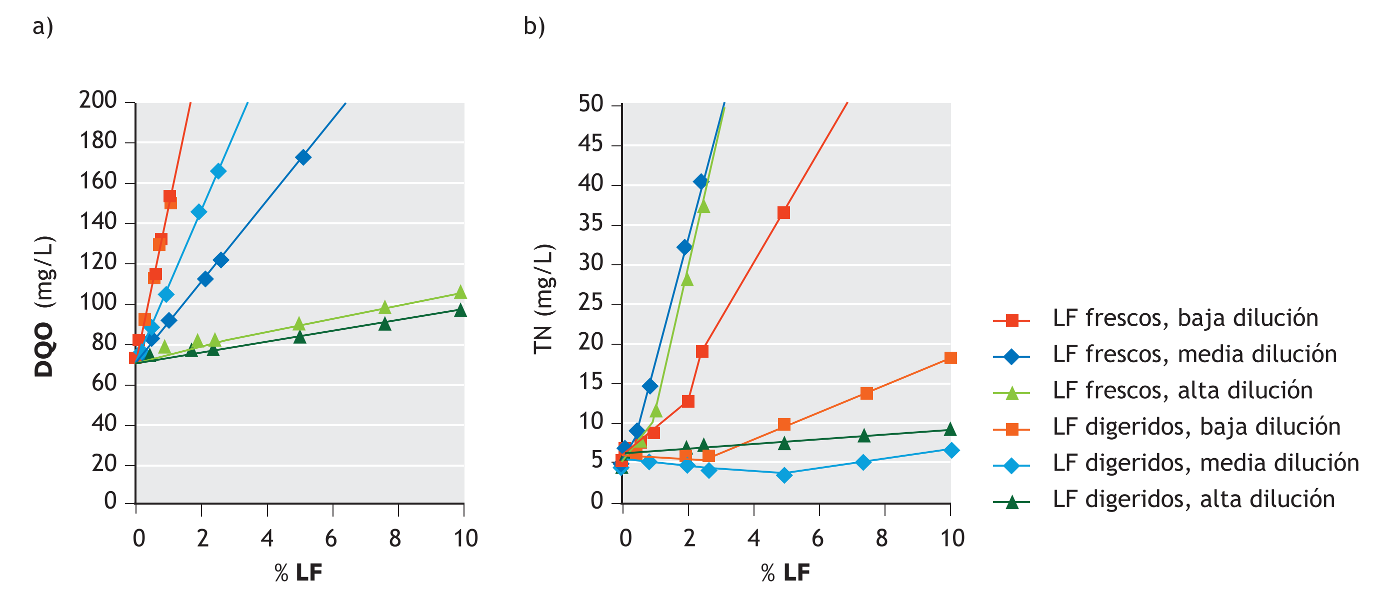


Figura 9.4 Los efectos sobre las concentraciones de (a) DQO y (b) TN al agregar diferentes porcentajes de lodos fecales (%LF) a las aguas servidas afluentes en una EDAR de lodos activados.

Tecnología

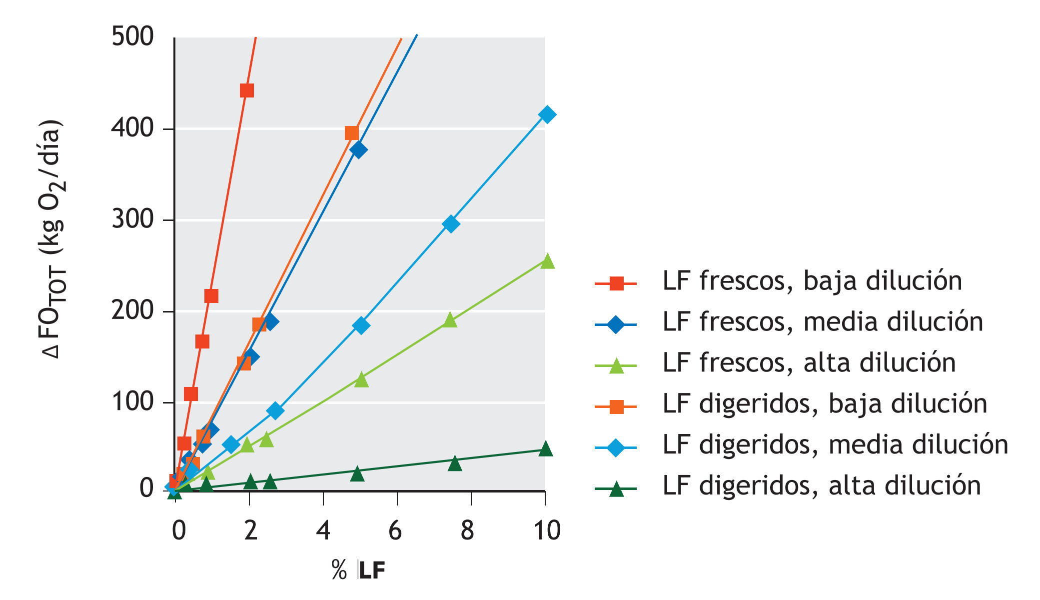


Figura 9.5 El aumento relativo en la demanda de oxígeno en una EDAR de lodos activados, como función del porcentaje de lodos fecales (%LF) agregados a las aguas servidas municipales afluentes (Dangol, 2013).

contiene un 2 % por volumen de LF de dilución media o baja, la demanda sobre la capacidad de aeración se aumenta 200 % y, si se trata de 10 % de LF digeridos y muy diluidos, esto se aumentará 100 % (Dangol, 2013; Figura 9.8).

Los posibles efectos perjudiciales de una aeración insuficiente incluyen:

- Bajas concentraciones de oxígeno disuelto (DO) en el tanque de aeración (<1,5 mg O_2/L) o incluso la eliminación del oxígeno (0 mg O_2/L), dando lugar a la oxidación incompleta de las sustancias orgánicas, un deterioro en la calidad del efluente, altas concentraciones de DQO en el efluente, una nitrificación incompleta (a DO <1 mg O_2/L) o cesada (a 0 mg O_2/L) y, con una deficiencia extrema de oxígeno durante varias horas, la inactivación de ciertas bacterias.

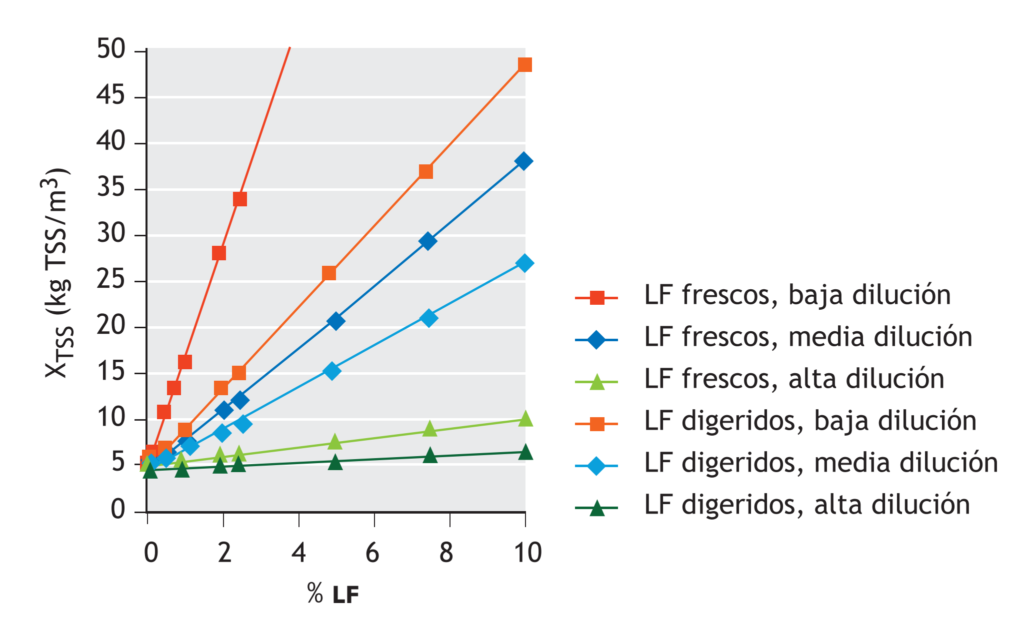


Figura 9.6 El aumento en las concentraciones de sólidos suspendidos totales (TSS) en el tanque de aeración de una EDAR de lodos activados, como función del porcentaje de lodos fecales (%LF) agregados a las aguas servidas municipales afluentes.

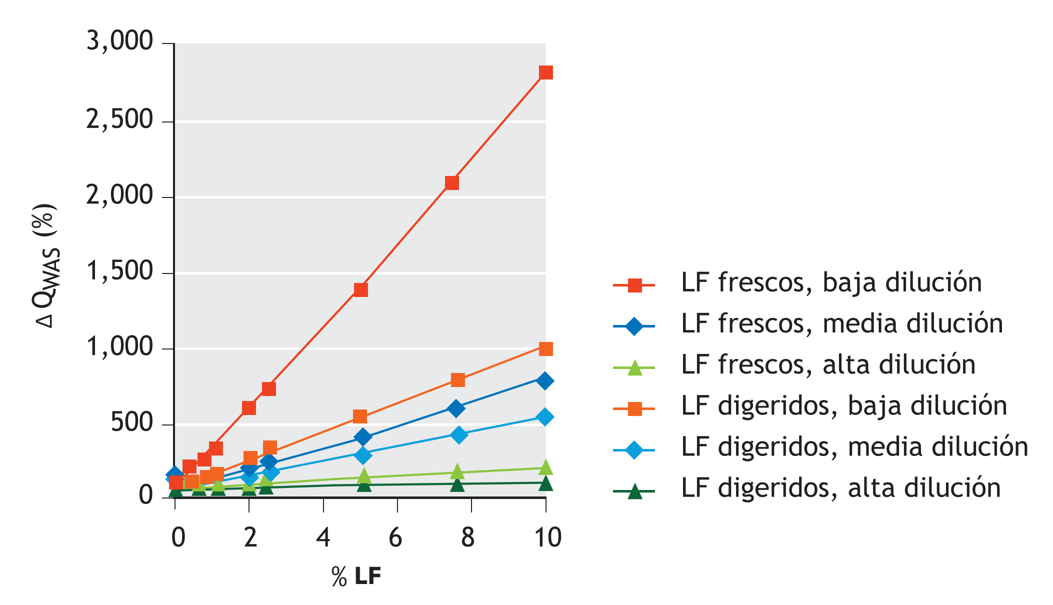


Figura 9.7 El aumento en la acumulación de lodos en una EDAR de lodos activados, como función del porcentaje de lodos fecales (%LF) agregados a las aguas servidas municipales afluentes.

- La creación de zonas anaeróbicas dentro de los tanques aeróbicos, dando lugar a una reducción en el tiempo neto de retención de los lodos en el sistema aeróbico (SRT^{net}_{aer}). Esta reducción sería inversamente proporcional al tamaño de estas zonas anaeróbicas. En particular, si el SRT^{net}_{aer} se reduce a menos del mínimo necesario para los organismos nitrificantes, estas bacterias podrían ser acarreadas por el efluente y la nitrificación cesaría.
- Si la concentración de DO es menor a 1,5 o 2,0 mg O_2/L, puede haber una proliferación de bacterias filamentosas, perjudicando a las benéficas bacterias heterotróficas y nitrificantes (Martins *et al.*, 2004). Las bacterias filamentosas también producen un abultamiento de los lodos, no permiten que se asienten bien y afectan a la capacidad de retención de biomasa en los tanques secundarios de sedimentación. Esto ocasiona un gran aumento en las concentraciones de TSS y VSS en el efluente, reduciendo la calidad del mismo, e incluso en la fuga de algún porcentaje de lodos. Toda la operación de la EDAR podría ser afectada eventualmente, si el SRT se disminuye por debajo de los valores mínimos requeridos para el crecimiento de biomasa (Ekama, 2010).

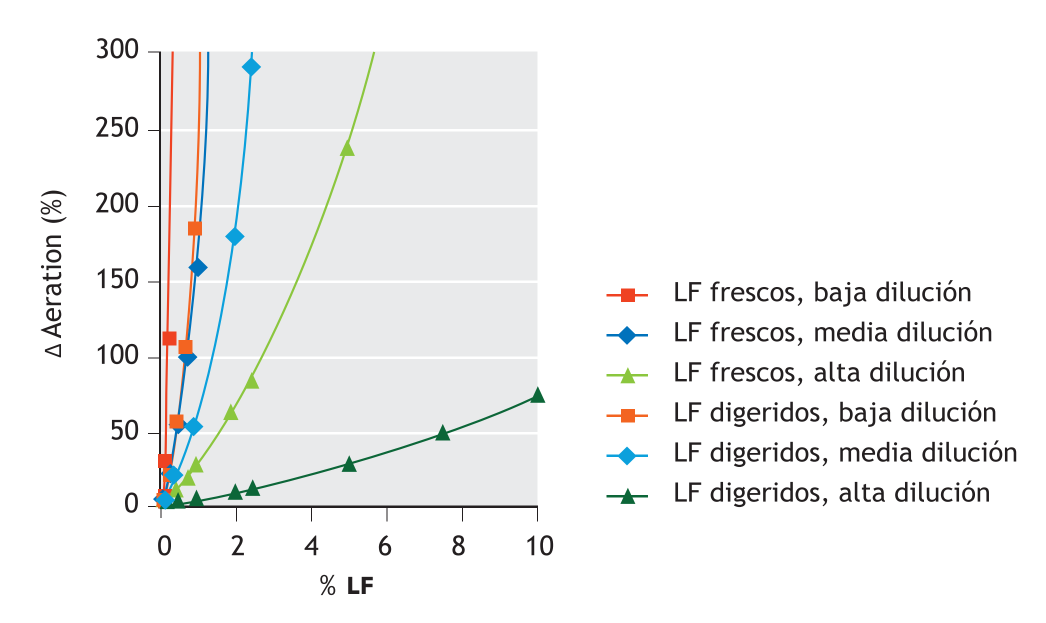


Figura 9.8 Predicción del incremento mínimo en los requisitos de aeración en una EDAR de lodos activados, como función del porcentaje de lodos fecales (%LF) agregados a las aguas servidas municipales afluentes (Dangol, 2013).

- Debido a las condiciones limitantes de oxígeno, la nitrificación de la alta carga de N en los LF podría quedar incompleta, dando lugar a una gran acumulación de nitritos (>100 mg NO_2-N/L), los cuales pueden llegar a ser tóxicos para las benéficas bacterias heterotróficas y nitrificantes. Estas altas concentraciones de nitritos también pueden generar grandes impactos negativos en el cuerpo de agua que recibe la descarga del efluente final.

9.3.5 Efectos sobre los tanques secundarios de sedimentación

El aumento en los TSS que resulta del co-tratamiento de LF también puede sobrecargar los tanques secundarios de sedimentación ("los clarificadores"). Esto genera problemas en la separación de líquidos y sólidos, con los sólidos siendo llevados para afuera por el efluente y la reducida cantidad de biomasa presente en el sistema dificulta el mantenimiento de un estable SRT. El área mínima de superficie (A^{min}_{SST}) para los tanques de sedimentación se aumenta considerablemente al agregar los LF (Figura 9.9). La adición de 1 o 2 % por volumen de LF de dilución media o baja, frescos o digeridos, puede causar un aumento en el área requerida en más del 300 % (Dangol, 2013). Al agregar un 5 a 10 % de LF muy diluidos, se aumenta el área requerida 200 %. Antes del co-tratamiento con LF, es muy importante evaluar el A^{min}_{SST} para determinar si se dispone de una área suficiente, sin deteriorar la capacidad de los lodos a asentarse (Ekama y Marais, 1986, 2004; Ekama *et al.*, 1997).

9.3.6 Efectos de la inclusión irregular de lodos fecales

Otra complicación del co-tratamiento de LF es la naturaleza muy dinámica de los LF afluentes. Las tasas de flujo de los LF suelen ser mucho más inestables que las de aguas servidas, ya que no dependen simplemente de patrones diarios, sino de los horarios de trabajo de los vaciadores, la demanda por parte de los usuarios y la época del año. Basándose en un modelado, Dangol (2013) concluyó que, bajo estas condiciones irregulares, los porcentajes de LF que pueden ser co-tratados en una EDAR de lodos activados, sin alterar los procesos o la calidad del efluente, deben ser a veces menos que la décima parte de lo permisible bajo condiciones de estado estable (Tabla 9.5). Dangol (2013) llevó a cabo otro modelado para evaluar el ingreso de LF fuera de las horas pico (p.ej., bajo un patrón irregular durante la noche) y la posible contribución de tanques primarios de sedimentación. El modelado no mostró ninguna mejora en el rendimiento de la EDAR bajo estas condiciones, lo que resalta la importancia de contar con tanques de igualación y homogenización para asegurar una carga más estable y la necesidad de distribuir el afluente de LF equitativamente a través de las 24 horas, si es posible, para acercarse a condiciones de estado estable.

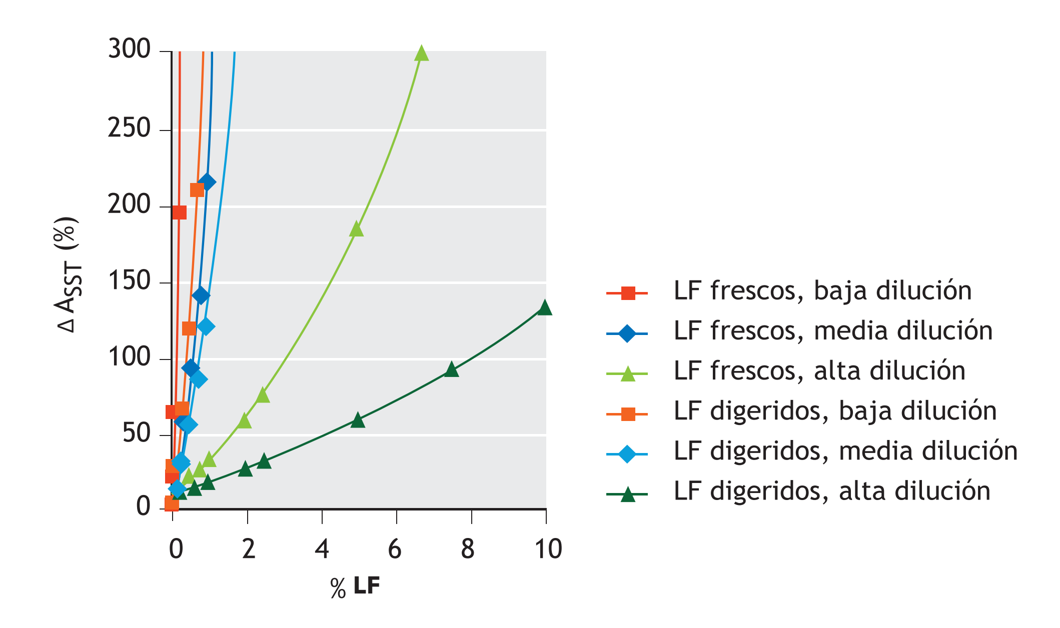


Figura 9.9 Predicciones del mínimo área necesario para los tanques secundarios de sedimentación en EDAR de lodos activados, como función del porcentaje de lodos fecales (%LF) agregados a las aguas servidas municipales afluentes (Dangol, 2013).

Tabla 9.5 Porcentajes máximos de lodos fecales que pueden co-tratarse bajo condiciones estables o irregulares en una EDAR de lodos activados con eliminación biológica de nitrógeno, sin alterar los procesos o deteriorar la calidad del efluente (Dangol, 2013).

Tipo y dilución de los lodos fecales	Bajo condiciones de estado estable (%)	Bajo condiciones irregulares (%)	Relación aproximada entre el volumen permisible bajo condiciones estables y lo de condiciones irregulares
LF Digeridos			
Alta dilución	3.750	0.640	6.0
Media dilución	0.375	0.375	1.0
Baja dilución	0.250	0.250	1.0
LF Frescos			
Alta dilución	0.375	0.125	3.0
Media dilución	0.250	0.025	10.0
Baja dilución	0.125	0.025	5.0

9.4 CONSIDERACIONES PRÁCTICAS PARA EL CO-TRATAMIENTO DE LODOS FECALES EN SISTEMAS DE LODOS ACTIVADOS

En general, el co-tratamiento de LF en EDAR de lodos activados puede ocasionar graves problemas operativos, con porcentajes de LF afluentes tan pequeños como 0,025 % del flujo afluente de aguas servidas—lo que puede ser cuestión de un solo tanquero de 5 m^3 por día. Por lo tanto, si se va a realizar co-tratamiento de LF, es necesario evaluar muy cuidadosamente la capacidad de la EDAR para determinar cuál parte de la operación sería limitante (entre la aeración, los tanques secundarios de sedimentación o el tratamiento de los lodos) y en cuál proceso la EDAR tiene más probabilidades de fallar. Esto requerirá una evaluación minuciosa y la implementación de medidas para evitar cualquier interrupción del proceso o el deterioro de la EDAR. Las consideraciones que se deben tomar en cuenta incluyen:

- Estándares exigidos al efluente, como los de DQO y TN.
- Concentraciones máximas de TSS en los tanques de aeración, para evitar su sobrecarga.
- Producción máxima de lodos, para evaluar si se puede tratar un mayor volumen.
- Capacidad máxima de aeración, frente al aumento en la demanda de oxígeno y la reducción en la eficiencia de transferencia de oxígeno. Para estaciones existentes, es necesario monitorear cuidadosamente la concentración de DO a fin de mantenerla por encima de 2 mg O_2/L.
- Tanques secundarios de sedimentación, determinando el área mínima de superficie para su operación, tomando en cuenta el grado de la tendencia de asentarse los lodos (medido con el índice del volumen de lodos (SVI) u otro parámetro similar).
- Existencia y funcionalidad de tanques de igualación, para lograr un ingreso parejo de los LF a la EDAR durante el mayor tiempo posible (p.ej., más de 24 horas).

Para nuevas EDAR a las cuales se prevé entregar una cierta cantidad de LF, o que son diseñadas específicamente para el co-tratamiento de los LF, los aspectos mencionados podrán tomarse en cuenta para ajustar el diseño a los volúmenes, tipos y diluciones de los LF. De todas maneras, el diseño ha de incluir mayores volúmenes de todos los tanques, incluyendo los de sedimentación y una mayor capacidad para aeración y para el manejo, tratamiento y disposición final de los lodos. Por ejemplo, en comparación con el tratamiento de solamente aguas municipales, el co-tratamiento con solo el 1 % de los LF (independiente de su dilución) requiere tanques principales 300 % más grandes, la capacidad de aeración al menos 200 % mayor, los tanques secundarios de

sedimentación 5 veces mayor y las instalaciones para la gestión de los lodos 4 veces mayor. Sin duda, estos aspectos aumentarán considerablemente los costos de inversión y operación de la EDAR. Estas consideraciones deben ser evaluadas, juntas con las opciones más robustas y económicas que se presentan en otros capítulos de este libro.

9.5 CO-TRATAMIENTO ANAERÓBICO DE LODOS FECALES

El co-tratamiento de LF y aguas servidas en procesos anaeróbicos es una opción para la estabilización de lodos, la reducción del volumen y la separación más eficaz del agua. Las posibilidades incluyen los Reactores Anaeróbicos de Flujo Ascendente (UASB, por sus siglas en inglés), digestores anaeróbicos y lagunas anaeróbicas. El tratamiento anaeróbico puede contrarrestar los costos de tratamiento por medio de la producción de biogás, que puede destinarse a la calefacción o la generación de electricidad. También, se puede lograr una reducción de los patógenos con la digestión termofílica (Metcalf y Eddy, 2003).

Es necesario considerar cuidadosamente las características de los LF, ya que los LF frescos o menos estabilizados tendrán mayores concentraciones de sustancias orgánicas biodegradables, pero también la presencia de compuestos inhibidores (vea más sobre esto a continuación). Aunque la producción y uso del biogás es un beneficio atractivo, hay todavía limitadas aplicaciones y tecnologías. Por lo tanto, se requiere mayores investigaciones para el desarrollo de sistemas anaeróbicos para el co-tratamiento de LF poco diluidos (Strauss *et al.*, 2006). Puede que no sea conveniente realizar un co-tratamiento anaeróbico de los LF ya

Caso de Estudio 9.1 : El co-tratamiento de LF en una EDAR de lodos activados en eThekwini, Sudáfrica (Adaptado de Still y Foxon, 2012; Wilson y Harrison, 2012)

A pesar de que recibieron aparentemente bajos volúmenes de LF de letrinas de pozo, dos EDAR de lodos activados en eThekwini, Sudáfrica, experimentaron serios problemas operativos causados por las altas cargas de orgánicos, nitrógeno y sólidos suspendidos (Wilson y Harrison, 2012). Se observó una inactivación total del proceso de nitrificación en una de las EDAR, de la cual se demoró varios meses en recuperarse (Still y Foxon, 2012). Existe la hipótesis que fue por excesiva carga de nitrógeno (Still y Foxon, 2012). Aunque las causas de los problemas no son completamente claras, no se puede descartar la posibilidad que se había excedido la capacidad de aeración, como consecuencia de las altas cargas, ocasionando el cese del proceso de nitrificación, como se presenta en este capítulo. En otra EDAR que fue analizada, la sobrecarga de sólidos imposibilitó prácticamente la extracción del exceso de lodos generados, debido al número de viajes con camiones tanqueros que era factible, el mayor costo operativo e incluso la tolerancia por parte del personal del relleno sanitario de recibir tanto material (Still y Foxon, 2012). Los LF digeridos de las letrinas se acumularon rápidamente en el sistema y, ya que no podrían ser quitados a la tasa requerida, fueron retenidos por durante un mayor tiempo, afectando la operación de la EDAR. Este fenómeno de acumulación excesiva de lodos es un ejemplo de lo que muestra la Figura 9.7. Como señalan Still y Foxon (2012), fue claramente un caso de convertir un problema de sólidos en otro, indicando que el co-tratamiento de LF en EDAR de lodos activados pocas veces resulta ser sostenible o exitoso.

Caso de Estudio 9.2: El co-tratamiento de lodos de tanques sépticos en una EDAR de lodos activados en San Martín de las Antillas Holandesas

(Adaptado de Lake, 2010; López-Vázquez, 2008)

Aunque las altas concentraciones de sólidos, sustancias orgánicas y nitrógeno en los LF llaman más la atención, las mayores concentraciones de compuestos no biodegradables y la baja capacidad de biodegradarse de ciertas sustancias orgánicas pueden impedir el cumplimiento de los estándares para los efluentes. En la isla de San Martín, un popular destino turístico en el Caribe, había solamente un 10 % de cubertura de alcantarillado en 2010 (Lake, 2010). Los LF de pozos sépticos fueron transportados en camiones hasta la EDAR de la Calle Illidge, donde se juntan con las aguas servidas (Figura 9.10). La EDAR consistió en un tanque Imhoff con un volumen de 153 m^3, un tanque de igualación, un tanque secundario de sedimentación y lechos de secado para los lodos. Su capacidad fue excedida por una tasa de flujo de aguas servidas (>65 m^3/h) y los altos volúmenes de LF, que en un día laboral normal eran de unos 175 m^3/día (López-Vázquez, 2008). Como la EDAR era obsoleta, se propuso un diseño del proceso tipo Bardenpho Modificado (A2O) para lograr los estrictos estándares de efluente respecto a DQO, N, P y TSS (de 125, 10, 2 y 20 mg/L, respectivamente). Basado en los planes locales de desarrollo del espacio, varios escenarios fueron evaluados a través del modelado matemático, tomando en cuenta los efectos de la expansión de la red de alcantarillado (de 10 a 85 %) y el crecimiento poblacional (Lake, 2010). Este enfoque facilitó la evaluación de sus efectos sobre la composición de las aguas servidas y el rendimiento de la EDAR a lo largo de una vida útil estimada a 25 años (Lake *et al.*, 2011). Debido a las cargas de partículas orgánicas no biodegradables y de compuestos nitrogenados orgánicos no biodegradables provenientes de los LF digeridos, se recomendó que los LF no constituyeran más que un 2,8 % del afluente, para poder cumplir con los estándares para el efluente (Lake *et al.*, 2011). Sin embargo, como consecuencia de la alta carga de nitrógeno y la lenta biodegradación de las sustancias orgánicas biodegradables (resaltadas en la Tabla 9.1), se especuló que la nueva EDAR no podrá cumplir probablemente con los estándares para nitrógeno (Lake, 2010).

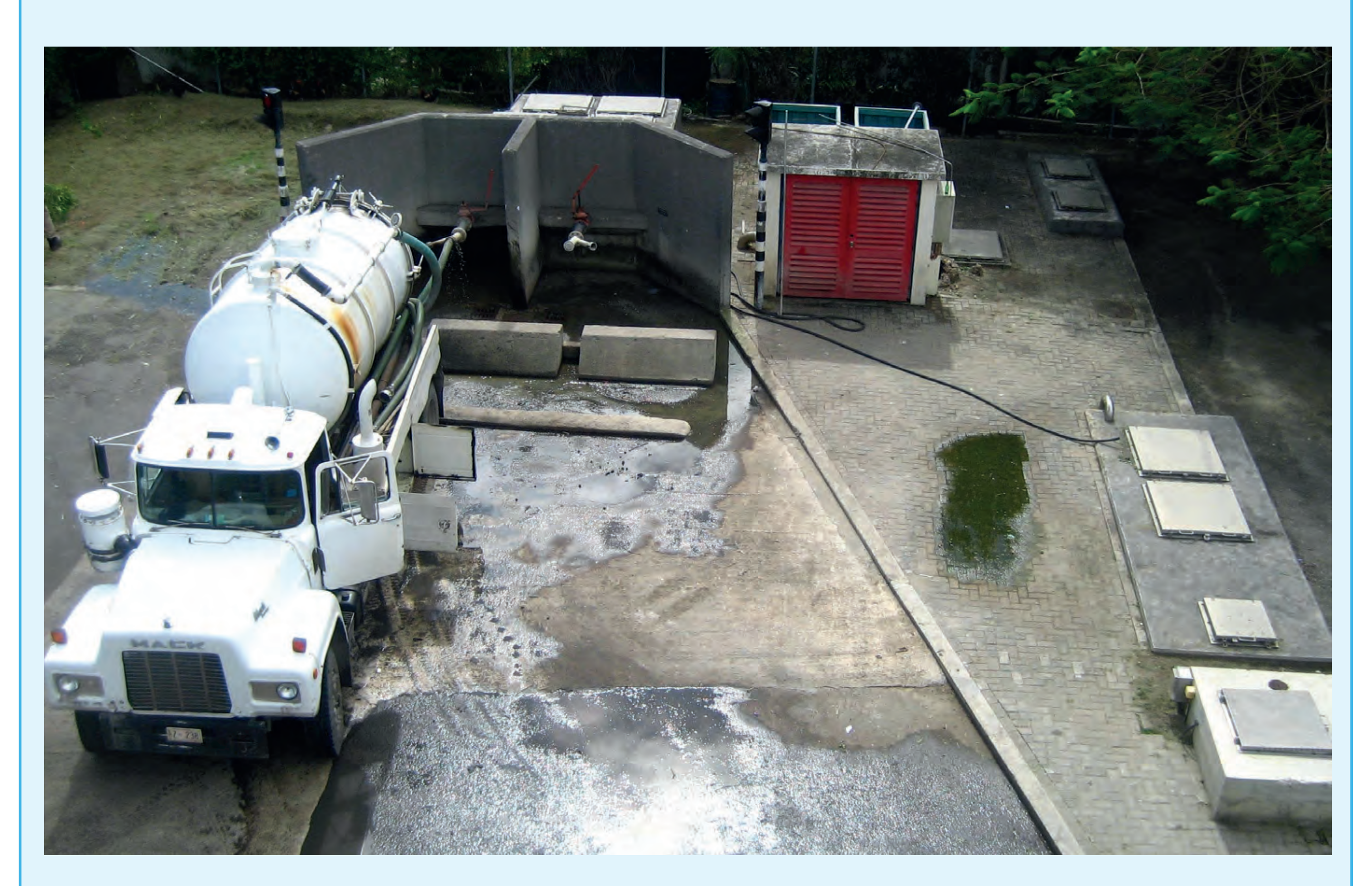


Figura 9.10 La entrada de lodos fecales al tanque de igualación de la EDAR de la Calle Illidge.

Caso de Estudio 9.3: El impacto de co-tratamiento de lodos fecales en la EDAR de Albireh, en la Palestina (Adaptado de Al-Sa'ed y Hithnawi, 2006)

Siguiendo un enfoque similar a lo de San Martín, se llevó a cabo una evaluación con modelado matemático de la EDAR de Albireh, en la Ribera Occidental de la Palestina. El propósito fue el de explicar la presencia de lodos filamentosos abultados y las altas concentraciones de DQO y TN que excedían los estándares de 90 mg DQO/L y 18 mg TN/L (Al-Sa'ed y Hithnawi, 2006). Como otras EDAR en la región, desde el año 2000, la EDAR de Albireh co-trataba los LF de los tanques sépticos de 35 % de los hogares, ya que no tenían conexión al alcantarillado. El estudio de modelado indicó que cuando los volúmenes de LF digeridos y muy diluidos alcanzaban el 6,6 % del total del afluente, se excedía la capacidad de la EDAR, requiriendo tanques un 50 % más grandes, con un 50 % más oxigenación, además del manejo de un porcentaje similar de lodos excedentes (Al-Sa'ed y Hithnawi, 2006). El mayor requerimiento de oxígeno y la sobrecarga de sólidos pueden haber favorecido la proliferación de bacterias filamentosas, debido a las dificultades de mantener condiciones aeróbicas adecuadas.

Caso de Estudio 9.4: El co-tratamiento de LF en Manila en las Filipinas
(Adaptado de Robbins *et al.*, 2012)

A pesar de las experiencias insatisfactorias con el co-tratamiento de LF en EDAR aeróbicas, se eligió en las Filipinas construir sistemas de lodos activados para el tratamiento biológico de los LF. El Departamento de Agua de Manila trata actualmente los LF de pozos sépticos en una estación depuradora con lodos activados en el sur de Manila (Robbins *et al.*, 2012). La estación tiene la capacidad para tratar 814 m^3/día de LF, pero recibe solo un 40 o 50 % de eso, lo cual indica que se podría aumentar su carga. Además, el Distrito de Agua de Baliwag ha decidido construir una estación de tratamiento de LF de pozos sépticos con una variante del proceso de lodos activados con un reactor discontinuo secuencial, como proceso de tratamiento secundario (http://watsanexp.ning.com). El inicio de la operación completa está programado para la segunda mitad de 2013. Este proyecto pretende servir como modelo para el MLF por parte de los distritos de agua en las Filipinas. Estas experiencias indican que el co-tratamiento de LF en sistemas biológicos aeróbicos puede resultar factible y satisfactorio, si el diseño es adecuado, los operadores son capacitados correctamente y se implementa un esquema adecuado de manejo.

digeridos provenientes de tanques sépticos, dependiendo de su grado de estabilización. En este caso, las bajas concentraciones de sustancias orgánicas biodegradables en los LF digeridos darán para baja producción de biogás y alta acumulación de sólidos, lo que aumentaría significativamente los costos operativos y generaría pocos beneficios (Still y Foxon, 2012).

9.5.1 Sobrecarga de DQO

Como se explicó en Capítulo 3, la digestión anaeróbica depende de complejas interacciones y dependencias entre diversos grupos de bacterias. Esto es particularmente importante cuando se maneja los LF, que son por naturaleza muy variables. La degradación anaeróbica comprende cuatro fases: hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis (tanto acetoclástico, como hidrogenotrófico). La tasa de crecimiento de las bacterias de fermentación que llevan a cabo el acidogénesis es 10 a 20 veces mayor que la de las metanogénicas y sus tasas de proceso son cinco veces más rápidas (van Lier, 2008). Si se sobrecargan los reactores, la mayor tasa de acidogénesis resultará en una acumulación de ácidos, por lo que las bacterias metanogénicas no avanzan consumirlas tan rápidamente. Según la capacidad amortiguadora del sistema (que a su vez depende del contenido de nitrógeno en las sustancias orgánicas, ya que el hidrólisis del nitrógeno orgánico aumenta la alcalinidad), esto puede producir una significativa reducción en el pH, la cual inhibe el crecimiento de las bacterias metanogénicas y, por lo tanto, ocasiona una acumulación aún mayor de los ácidos (van Lier, 2008). Esto conduce al colapso del biodigestor y se conoce como 'volverse agrio'. Respecto a esto, Moosbrugger *et al.*

(1993) desarrolló un método simple de análisis volumétrico, con cinco puntos, para medir los ácidos grasos volátiles (VFA) y la alcalinidad para el control de la digestión anaeróbica y la rápida detección de cualquier inestabilidad y así evitar que el reactor 'se vuelva agrio'.

Los procesos de tratamiento anaeróbico son vulnerables a alterarse en la presencia de sobrecargas de DQO, inhibición por amoniaco, variaciones en el pH o inhibición por sulfatos. Por lo tanto, es imprescindible monitorear cuidadosamente estos factores, para asegurar un adecuado co-tratamiento de LF en sistemas de tratamiento anaeróbico.

Reactores Anaeróbicos de Flujo Ascendente (UASB, por sus siglas en inglés)

Para prevenir la sobrecarga de este tipo de reactor, es primordial no exceder las tasas máximas de carga de DQO o sólidos suspendidos volátiles (VSS) de su diseño y los reactores deben recibir una alimentación consistente y uniforme (Metcalf y Eddy, 2003). La Figura 9.11 presenta los efectos de incluir diferentes volúmenes y tipos de LF, como porcentajes del afluente total, en un UASB diseñado para 100.000 personas y operado a una temperatura de 25 °C. Este reactor fue diseñado para aguas municipales de dilución media, de la manera descrita por Henze y Comeau (2008) e implementada por Dangol (2013), con una tasa de carga de orgánicos (OLR) de 3 kg DQO/m^3/d y una velocidad ascendente de 0,83 m/h. La máxima OLR para UASBs que tratan aguas servidas con altas concentraciones de partículas orgánicas biodegradables es alrededor de 6 kg DQO/m^3/d (van Lier, 2008), lo que sugiere, en principio, que este reactor, hecho para 100.000 personas, tenga suficiente capacidad excedente. El UASB puede recibir hasta 7,5 %, por volumen, de LF frescos y muy diluidos (1500 m^3/d, lo que equivale a la carga orgánica de 180.000 personas), pero solamente 0,25 % de LF frescos y poco diluidos, debido a su alto contenido de DQO (10 tanqueros de 5 m^3 por día, pero con una carga orgánica equivalente a la de 139.000 personas; Figura 9.11). Esto significa que este UASB, hecho para 100.000 personas, (y otros de diferentes capacidades), puede recibir LF muy diluidos, pero es vulnerable a sobrecargarse con LF poco diluidos.

Digestores Anaeróbicos

La Figura 9.12 muestra el efecto del co-tratamiento de diferentes tipos de LF a diferentes tasas de carga de sólidos (SLR), como porcentaje del volumen total afluente, sobre un digestor anaeróbico. Este fue diseñado para tratar los lodos de una EDAR con lodos activados, bajo condiciones mesofílicas (35 °C), un tiempo de retención de los sólidos (SRT) de 10 días y un volumen total de 13.750 m^3. El SRT disminuye proporcionalmente a la cantidad de LF que ingresan. Aunque el SLR máximo recomendado es de 4,8 kg VSS/m^3/d (Metcalf y Eddy, 2003), se debe monitorear esto cuidadosamente para que la adición de LF no cause una reducción en el SRT por debajo del mínimo recomendado, conduciendo al colapso del reactor. Por ejemplo, si la alimentación de LF al digestor anaeróbico es de 1 % (138 m^3/d, equivalente a 28 tanqueros de 5 m^3 cada uno), pero si ingresa 10 % de LF, podría haber una reducción de 10 % en el SRT operativo (Figura 9.12).

Para el co-tratamiento anaeróbico en digestores, se recomienda que la alimentación diaria, incluyendo los LF, sea siempre menor a un vigésimo del volumen del digestor (ATV, 1985). Esto significaría una carga máxima de 5 % de LF, independiente de su dilución, para prevenir la sobrecarga o una reducción significativa del SRT. Esta proporción se basa también en un SRT de 20 días, lo que es aplicado frecuentemente en el diseño de digestores anaeróbicos (Metcalf y Eddy, 2003) y aumenta la confiabilidad del enfoque recomendado.

Lagunas

Las lagunas anaeróbicas pueden considerarse sistemas anaeróbicos de baja carga con tasas operativas de carga de 0,025 a 0,5 kg DQO/m^3/día y profundidades de unos 4 m (van Lier, 2008). Para las aplicaciones de LF, Fernandez *et al.* (2004) sugieren el pretratamiento de LF en lagunas de estabilización (WSP) operadas con una tasa máxima de carga de 0,6 kg DBO_5/m^3/día, en especial para controlar la producción de amoniaco. Sin embargo, estos sistemas pueden presentar problemas de olores, rápida acumulación de lodos (0,01 a 0,02 m^3 de lodos por cada m^3 de LF) y, por lo tanto, requieren de frecuente extracción de los lodos (Heinss *et al.*, 1998; Fernandez *et al.*, 2004). Además, la emisión de metano a la atmósfera genera 21 veces más Efecto Invernadero que el CO_2, lo que representa un impacto ambiental a considerar, si no se lo captura como biogás (van Lier, 2008).

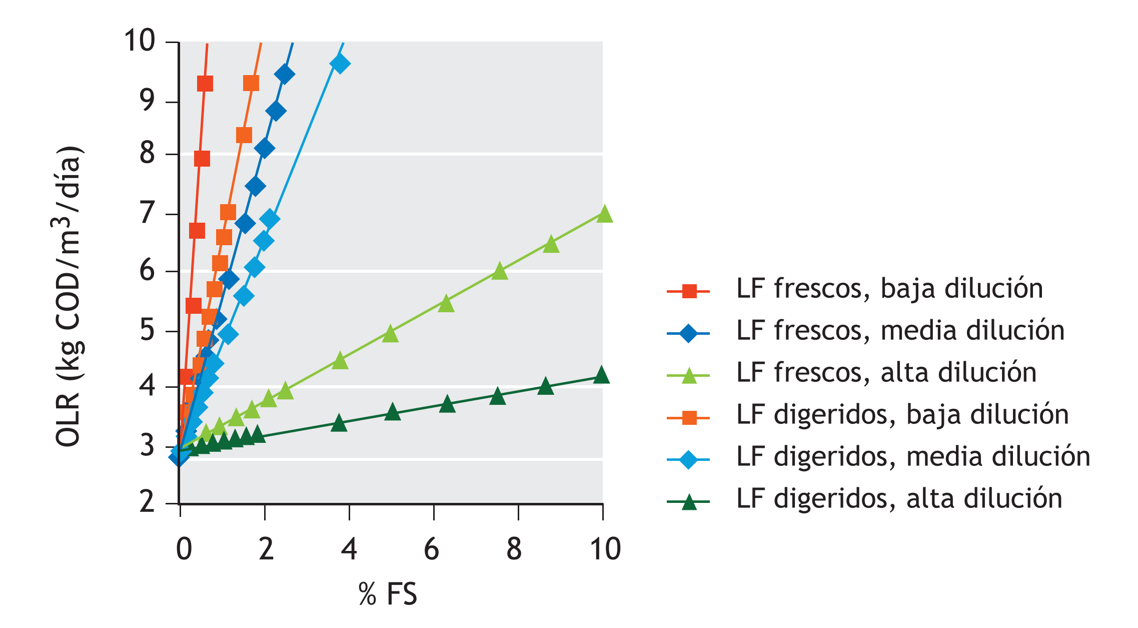


Figura 9.11 Los efectos del ingreso de lodos fecales de diferentes tipos, diluciones y porcentajes, sobre las tasas de carga de orgánicos (OLR) en un reactor UASB diseñado para una OLR promedio de 3 kg DQO/m³/d y una OLR máxima de 6 kg DQO/m³/d.

El efluente de estas lagunas requiere tratamiento adicional antes de su descarga en el ambiente. También, suele tener altas concentraciones de amoniaco que pueden afectar a los procesos posteriores o, incluso, a las mismas lagunas anaeróbicas (Strauss *et al.*, 2000). Así, el tratamiento de LF en lagunas anaeróbicas debe ser evaluado cuidadosamente, en especial cuando los LF son poco diluidos. (Esto también fue considerado en el Capítulo 5.)

9.5.2 Inhibición por amoniaco

El co-tratamiento anaeróbico de LF puede ser inhibido por altas concentraciones de amoniaco presentes en los mismos LF (Still y Foxon, 2012). Entre las bacterias presentes en reactores anaeróbicos, las bacterias metanogénicas son las más sensibles a la inhibición por parte del amoniaco (Chen *et al.*, 2008). Esta inhibición reduce la producción de biogás a pesar de la disponibilidad de sustancias orgánicas solubles biodegradables (Angelidaki *et al.*, 1993; Chaggu, 2004). Los valores necesarios para causar esta inhibición son muy variables,

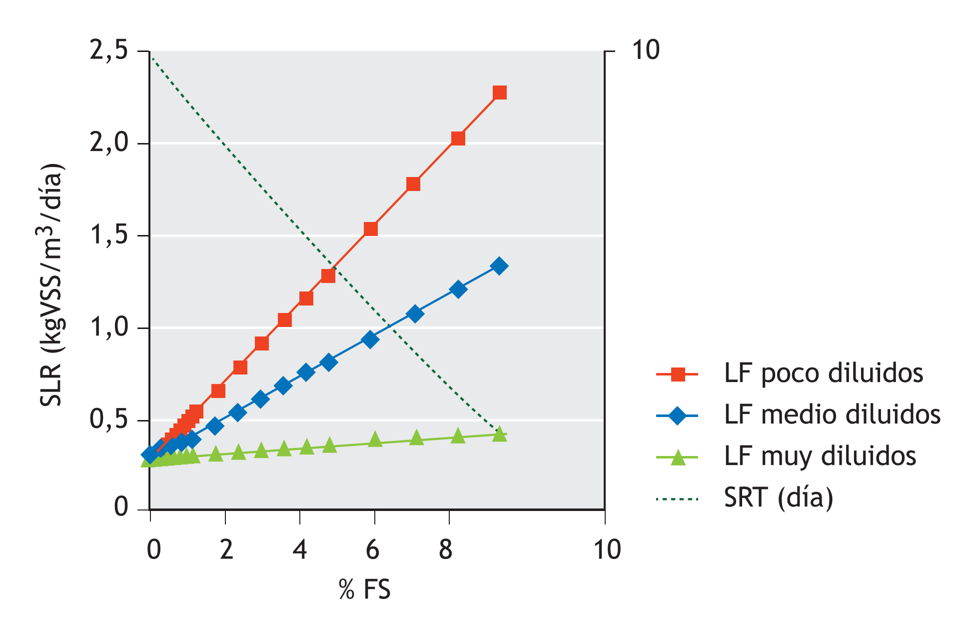


Figura 9.12 Los efectos del ingreso de lodos fecales de diferentes diluciones y porcentajes, sobre las tasas de carga de sólidos (SLR) en un digestor anaeróbico, de 13.750 m³, diseñado con un tiempo de retención de lodos de 10 días.

con una reducción del 50 % observada con concentraciones totales de amoniaco desde 1,7 hasta 14 g/L (Chen *et al.*, 2008). Este amplio rango es debido a la influencia de factores como el pH, la fuente de carbono, la temperatura y la aclimatación de la biomasa (Chaggu, 2004; Chaggu *et al.*, 2007; Chen *et al.*, 2008). En este aspecto, se entiende que la toxina es el mismo amoniaco libre (NH3), y no el amonio ($NH_4^{\pm}$), a concentraciones de 100 a 200 mg/L para poblaciones de bacterias metanogénicas no adaptadas (Henze y Harremoes, 1983).

Para evitar la alteración o deterioro de los procesos, Heinss y Strauss (1999) recomiendan limitar el volumen de LF a co-tratarse, para que la concentración afluente total de amoniaco sea siempre menor a 2 g/L. Sin embargo, Doku (2002) recomienda limitar el volumen de LF de tal manera que el afluente contenga menos que 200 mg NH_3-N/L, basado en posibles variaciones en el pH (Henze y Harremoes, 1983).

Basado en las concentraciones totales de nitrógeno a esperarse en el co-tratamiento de aguas servidas y LF frescos (Figura 9.3), es probable que sean mayores a 200 mg/L, lo que indica que los porcentajes de LF deben ser menores a 2, 5 y 8 % para los LF de dilución baja, media y alta, respectivamente.

9.5.3 Variaciones en el pH

En sistemas anaeróbicos, se debe monitorear cuidadosamente al pH y mantenerlo entre 7,0 y 7,5 (Chen *et al.*, 2008). Es necesario monitorear la alcalinidad y la capacidad amortiguadora de los sistemas anaeróbicos para asegurar que el pH permanezca estable (Metcalf y Eddy, 2003). Valores de pH mayores a 7,5 o 8,0 pueden ocasionar una acumulación de amoniaco libre y altísimos niveles de pH (p.ej., >10) pueden inhibir completamente el proceso anaeróbico de degradación biológica (Chaggu, 2004; Chen *et al.*, 2008). Los valores de pH menores a 7 pueden reducir la actividad metanogénica. Un pH entre 7,0 y 7,5 ayuda a maximizar la actividad de la biomasa y reduce el potencial para inhibición o toxicidad por parte de parámetros como amoniaco y ácidos grasos volátiles (Chen *et al.*, 2008).

Entonces, es importante monitorear y, en lo posible, ajustar los niveles de alcalinidad y capacidad amortiguadora del sistema para ayudar a controlar fluctuaciones en el pH y mantenerlo en un rango adecuado. Sin embargo, ciertas prácticas, como la alimentación paulatina y la adición controlada de compuestos externos (como cenizas de carbón para fomentar la eliminación de patógenos y la recuperación de nutrientes) tienen que realizarse cuidadosamente (Chaggu, 2004; Metcalf y Eddy, 2003). Caso contrario, pueden ocasionar reducciones de pH, debido a la acumulación de ácidos grasos volátiles (cuando existe una sobrecarga) o valores extremos de pH (cuando existe sobredosificación de compuestos alcalinos o básicos) (Chaggu, 2004; van Lier, 2008).

9.5.4 Inhibición por ácido sulfhídrico

El ácido sulfhídrico (H_2S, sulfuro de hidrógeno en solución) es generado durante la digestión anaeróbica de lodos ricos en proteínas y debido a la infiltración de aguas subterráneas (en especial salinas) hacia la estructura descentralizada de saneamiento (Metcalf y Eddy, 2003; López-Vázquez *et al.*, 2009). Es tóxico para todo organismo vivo y puede afectar fácilmente a los procesos de digestión anaeróbica. Las bacterias metanogénicas son muy sensibles a esto, lo que puede ocasionar menor producción de metano, problemas de olor y corrosión, biogás de mala calidad y altas concentraciones de DQO en el efluente (van Lier, 2008).

Se ha observado que la actividad de las bacterias metanogénicas se reduce al 50 % debido a concentraciones de sulfuro entre 50 y 250 mg S/L, pero el H_2S más se presenta como un gas (Metcalf y Eddy, 2003). Debido a que el valor de pK_{S1} para la disociación de ácido sulfhídrico a bisulfuro ($H_2S \rightarrow HS$) es alrededor de 7,0, el pH debe mantenerse por encima de 7,0 para mantener baja la concentración de H_2S. Aunque pueden esperarse bajas concentraciones de sulfato, debido a los bajos volúmenes de LF, no se debe dejar de lado el potencial para generar H_2S, ya que el proceso anaeróbico puede alterarse con concentraciones de H_2S tan bajas como 50 mg S/L, según las condiciones operativas (p.ej., pH). Sin embargo, existen muy pocos datos sobre las concentraciones de sulfato en los LF y se requiere mayor estudio para evaluar su posible impacto sobre los procesos anaeróbicos al co-tratar los LF.

9.6 CONSIDERACIONES PRÁCTICAS PARA EL CO-TRATAMIENTO DE LODOS FECALES EN SISTEMAS ANAERÓBICOS

En cualquier proceso de tratamiento anaeróbico, el aspecto operativo más importante es probablemente la alimentación, la que tiene que ser administrada paulatinamente y, si es posible, continuamente, para evitar sobrecargas y cambios bruscos (Heinss y Strauss, 1999; Metcalf y Eddy, 2003; van Lier, 2008).

En el co-tratamiento de LF en reactores UASB, no se debe exceder nunca la máxima tasa de carga de orgánicos (OLR) del diseño (incluyendo tanto las aguas servidas, como los LF), para evitar la sobrecarga del sistema. En particular, los LF poco diluidos deben manejarse cuidadosamente, ya que su alto contenido de sustancias orgánicas puede sobrecargar fácilmente el sistema. En este estudio, el 0,25 % de LF frescos y poco diluidos (aproximadamente 10 tanqueros de 5 m^3 por día) tuvo una carga orgánica equivalente a 139.000 personas y sobrecargó el UASB que era diseñado para solamente 100.000 personas.

Los digestores anaeróbicos parecen ser más robustos, frente al co-tratamiento anaeróbico de LF. Las tasas permisibles de carga para digestores mesofílicos (operados a 35 °C) dependen de las condiciones operativas, pero pueden alcanzar hasta 1,6 o 2,0 kg VSS/m^3/día (Heinss y Strauss, 1999; Metcalf y Eddy, 2003). También, la alimentación, incluyendo los LF, tiene que limitarse a la tasa máxima diaria de alimentación del diseño, la que, a su vez, depende del tiempo de retención de los sólidos (SRT). Los digestores anaeróbicos termofílicos (49 a 52 °C) son una alternativa que puede dar lugar a tasas más rápidas de hidrólisis (el paso más limitante en la digestión anaeróbica de aguas servidas y LF), dando mayor producción de biogás (Angelidaki *et al.*, 1993). Sin embargo, son susceptibles a pequeñas variaciones en la temperatura y sus costos de operación y mantenimiento son mayores que los de digestores mesofílicos, lo que les puede hacer menos atractivos para los países de bajos ingresos (Heinss y Strauss, 1999).

Las lagunas parecen ser una tecnología para el co-tratamiento de los LF que es muy eficiente respecto al costo, cuando se las opera con cargas bajas (<0,6 kg DBO_5/m^3/d). Sin embargo, su implementación tiene que ser evaluada cuidadosamente, ya que los costos operativos y de inversión inicial pueden ser altos, debido a su requerimiento de terreno y el costo elevado que tiene extracción frecuente de los lodos. Además, conllevan un importante impacto ambiental, si el metano escapa a la atmósfera.

9.7 CONCLUSIONES

El ingreso de LF para su co-tratamiento en EDAR puede dar lugar a graves problemas operativos, aún con solamente pequeñas cantidades de LF frescos y poco diluidos (p.ej., 0,25 % del afluente total). Esto se debe principalmente a la menor dilución de los LF comparados con las aguas servidas municipales y, por lo tanto, pueden exceder fácilmente la capacidad de una EDAR. El problema más común es la sobrecarga de sólidos, DQO o nitrógeno, lo que ocasiona inconvenientes desde la separación incompleta de orgánicos hasta el cese de la nitrificación, cuya recuperación puede tardar varias semanas. También, la excesiva acumulación de sólidos puede comprometer la operación de la EDAR y aumentar los costos operativos de extracción de los lodos. Además, los sistemas de tratamiento aeróbico pueden no tener suficiente capacidad de aeración y puede haber una grave sobrecarga de los tanques secundarios de sedimentación, dando lugar al escape excesivo de sólidos. Al mismo tiempo, los sistemas anaeróbicos son susceptibles a la inhibición del proceso, debido a variaciones en el pH y la presencia de compuestos como amoniaco. Por último, las altas concentraciones de compuestos nitrogenados y sustancias orgánicas solubles no biodegradables pueden afectar seriamente la calidad del efluente e impedir el debido cumplimiento de los estándares exigidos.

Si, a pesar de los limitados beneficios aparentes, se decide practicar co-tratamiento de LF en EDAR municipales, los volúmenes permisibles de LF tendrán que ser restringidos probablemente a bajos porcentajes, para que no se sobrecarguen de sólidos suspendidos, DQO, nitrógeno o compuestos tóxicos o inhibitorios. También, es necesario agregar paulatinamente los LF, lo más lento que sea posible, para evitar sobrecargas y cambios bruscos.

Todos los aspectos mencionados tienen que enfrentarse cuidadosamente pero, en resumen, los beneficios del co-tratamiento de los LF con las aguas servidas en EDAR municipales no parecen ser suficientemente fuertes como para justificarlo, en especial en el caso de los LF digeridos de pozos sépticos que contienen bajas concentraciones de compuestos biodegradables y altas concentraciones de sólidos que pueden sobrecargar los sistemas de tratamiento. Es posible que el co-tratamiento de LF frescos ofrezca ciertas oportunidades en el ámbito de recuperación de recursos, pero se requiere mayor estudio para el desarrollo de tecnologías confiables y económicas.

Caso de Estudio 9.5: El tratamiento de lodos fecales en Dar-es-Salaam, Tanzania
(Adaptado de Chaggu, 2004)

Los efectos perjudiciales de las altas concentraciones de amoniaco y altos niveles de pH deben evitarse para asegurar un rendimiento adecuado de los sistemas de digestión anaeróbico. Chaggu (2004) llevó a cabo una investigación bibliográfica sobre el manejo de excremento en Dar-es-Salaam, Tanzania, encontrando que el 50 % del relleno de los pozos fue el resultado del alto nivel freático y que casi 16.131 kg DQO/día llegaba a las fuentes de agua subterránea desde las letrinas. Se propuso utilizar tanques plásticos de 3.000 litros como una letrina experimental, sin separación de la orina, para un hogar de 10 personas en el barrio de Mlalakuwa, dentro de la ciudad de Dar-es-Salaam. El afluente al reactor consistió en orina y heces en una proporción de 1,3:1. Los resultados obtenidos revelaron que, luego de 380 días de uso de la letrina, el contenido del reactor aún no se había estabilizado y estuvo presente todavía una DQO de 8.000 mg/L (pero 100 mg de ella correspondía a ácidos grasos volátiles). Parte de esta DQO disuelto fue biodegradable, indicando la necesidad de estabilización. Se supuso que la lenta conversión de la DQO tuvo que ver con la falta de adaptación de la comunidad microbiana a la alta concentración de amoniaco de 3.000 mg N/L. También, se muestrearon a algunos inodoros ecológicos secos con separación de la orina y se determinó que las heces almacenadas tuvieron altos valores de pH (con un máximo de 10,4), debido a la adición de cenizas de carbón para fomentar la reducción de *E. coli* y huevos de *Ascaris*, pero que este alto pH inhibía la degradación biológica anaeróbica de los LF.

Caso de Estudio 9.6: El co-tratamiento de lodos fecales de pozos sépticos en un reactor UASB, a escala de laboratorio, en Ghana (Adaptado de Doku, 2002)

Aunque las experiencias a escala completa son pocas, Doku (2002) concluyó que es factible tratar los LF en un reactor UASB a escala de laboratorio en Ghana, siempre y cuando (1) se diluyen debidamente los LF para evitar altas concentraciones de compuestos inhibitorios (p.ej., amoniaco) y (2) los LF ingresan al reactor de manera paulatina y continua. Doku (2002) realizó experimentos con un reactor UASB de un volumen funcional de 50 L, operado con un tiempo de retención hidráulica (HRT) promedio de 12 horas y a temperaturas ambientales entre 23,0 y 31,2 °C. La tasa de carga orgánica (OLR) era entre 12,5 y 21,5 kg DQO/m^3/d, con una velocidad ascendente relativamente lenta de 0,14 m/h. Los LF fueron diluidos en una proporción de 1:6, dando como resultado una concentración total promedio de nitrógeno de 300 ± 50 mg/L. Las eficiencias promedio de limpieza fueron: un 71 % para DQO, 61 % para sólidos totales, 74 % para sólidos volátiles totales (TVS) y 73 % para sólidos suspendidos totales (TSS). El volumen calculado de metano en el biogás varió entre 4 y 8 L/kg DQO, sin tomar en cuenta pérdidas por cuestiones prácticas. En general, las eficiencias de limpieza fueron comparables con las de un reactor UASB que trata aguas servidas domésticas. Sin embargo, la concentración de DQO en el efluente es demasiado alta para una descarga directa en el ambiente, así que requiere algún tipo de tratamiento posterior. En todo caso, hacen falta estudios a escala completa para validar las observaciones de esta investigación.

9.8 BIBLIOGRAFÍA

Al-Sa'ed, R.M.Y., Hithnawi, T.M. (2006). Domestic Septage Characteristics and Co-Treatment Impacts on Albireh Wastewater Treatment Plant Efficiency. Dirasat: Engineering Sciences, 33(2), p.187-198.

Andreadakis, A.D. (1992). Co-treatment of septage and domestic sewage for the greater Athens area. Water Science and Technology, 25(4-5), p.119-126.

Angelidaki, I., Ellegard, L., Ahring, B.K. (1993). A mathematical model for dynamic simulation of anaerobic digestion of complex substrates: focusing on ammonia inhibition. Biotechnology and Bioengineering 42, p.159-166.

ATV (1985). Treatment and Disposal of Sludge from Small Sewage Treatment Plants. Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V. (GFA), San Agustín del Caribe.

Chaggu, E.J. (2004). Sustainable environmental protection using modified pit-latrines. PhD, Wageningen University, Holanda.

Chaggu, E.J., Sanders, W., Lettinga, G. (2007). Demonstration of anaerobic stabilization of black water in accumulation systems under tropical conditions. Bioresource technology, 98(16), p.3090-3097.

Chen, Y., Cheng, J.J., Creamer, K.S. (2008). Inhibition of anaerobic digestion process: a review. Bioresource Technology 99, p.4044-4064.

Corominas, L., Rieger, L., Takács, I., Ekama, G., Hauduc, H., Vanrolleghem, P.A., Oehmen, A., Gernaey, K.V., van Loosdrecht, M.C.M., Comeau, Y. (2010). New framework for standardized notation in wastewater treatment modelling. Water Science Technology 61(4), p.841-857.

Dangol, B. (2013). Faecal sludge characterization and co-treatment with municipal wastewater: process and modeling considerations. UNESCO-IHE Institute for Water Education. Delft, Holanda.

Doku, I.A. (2002). Anaerobic treatment of nightsoil and toilet sludge from on-site sanitation systems in Ghana. Tesis de PhD, University of Leeds. Gran Bretaña.

Dold, P.L., Ekama, G.A., Marais, G. (1980). A general model for the activated sludge process. Progress in Water Technology 12(6), p.47-77.

Ekama, G. (2010). The role and control of sludge age in biological nutrient removal activated sludge systems. Water Science and Technology 61(7), p.1645–1652.

Ekama G.A., Barnard, J.L., Günthert, F.W., Krebs, P., McCorquodale, J.A., Parker, D.S., Wahlberg E.J. (1997). Secondary Settling Tanks: Theory, Modeling, Design and Operation. IAWQ Scientific and Technical Reports #6, IAWQ, Londres, Gran Bretaña.

Ekama G.A. (2008). Organic matter removal. In: Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design. Henze, M, van Loosdrecht, M, C, M., Ekama, G, A., Brdjanovic, D. eds. ISBN: 9781843391883. IWA Publishing. Londres, Gran Bretaña.

Ekama, G.A., Dold, P., Marais, G.v.R. (1986). Procedures for Determining Influent COD Fractions and the Maximum Specific Growth Rate of Heterotrophs in Activated Sludge Systems. Water Science and Technology 18(6), p.91-114.

Ekama, G.A., Marais, G.v.R. (2004). Assessing the applicability of the 1-D flux theory to full-scale secondary settling tank design with a 2D hydrodynamic model. Water research 38(3), p.495-506.

Ekama, G.A., Marais, G.v.R. (1986). Sludge settleability and secondary settling tank design procedures. Water Pollution Control 85(1), p.101-113.

Elmitwalli, T., Leeuwen, M.V., Kujawa-Roeleveld, K., Sanders, W., Zeeman, G. (2006). Anaerobic biodegradability and digestion in accumulation systems for concentrated black water and kitchen organic-wastes. Water Science & Technology 53(8), p.167-175.

Elmitwalli, T., Zeeman, G., Otterpohl, R. (2011). Modelling anaerobic digestion of concentrated black water and faecal matter in accumulation system. Water Science and Technology 63(9), p.2039-2045.

Fernandez, R.G., Ingallinella, A.M., Sanguinetti, G.S., Ballan, G.E., Bortolotti, V., Montangero, A., Strauss, M. (2004). Septage treatment using WSP. In: Proceedings of the 9th International IWA Specilaist Group Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control and to the 6th International IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds. September 27th - October 1st, 2004. Aviñón, Francia.

Gaillard, A. (2002). Waste(water) characterisation and estimation of digestion kinetics. Tesis de MSc. Wageningen University, Holanda.

Halalsheh, M.M., Noaimat, H., Yazajeen, H., Cuello, J., Freitas, B., Fayyad, M. (2011). Biodegradation and seasonal variations in septage characteristics. Environmental Monitoring Assessment 172(1-4), p.419-26.

Harrison, E.Z., Moffe, M. (2003). Septage quality and its effects on field life for land applications. JAWRA Journal of the American Water Resources Association 39(1), p.87-97.

Heinss, U., Larmie, S.A., Strauss, M. (1998). Solids separation and pond systems for the treatment of septage and public toilet sludges in tropical climate - lessons learnt and recommendations for preliminary design. EAWAG/SANDEC, Report No. 05/98.

Heinss, U., Strauss, M. (1999). Co-treatment of faecal sludge and wastewater in tropical climates. SOS – Management of sludges from on-site sanitation. EAWAG/SANDEC.

Henze, M., Comeau, Y. (2008). Wastewater characterization. In: Biological wastewater treatment: principles, modelling and design. Henze, M, van Loosdrecht, M.C.M., Ekama, G.A., Brdjanovic, D. eds. ISBN: 9781843391883. IWA Publishing. Londres, Gran Bretaña.

Henze, M., Grady, C.P.L. Jr., Gujer, W., Marais, G.v.R., Matsuo, T. (1987). Activated Sludge Model No. 1. IAWQ Scientific and Technical Report No. 1, Londres, Gran Bretaña.

Henze, M., Harremoës, P., la Cour Jansen, J., Arvin E. (2002). Wastewater treatment: Biological and chemical processes, 3rd ed., Springer-Verlag, Berlín, Alemania.

Henze, M., Harremoes, P. (1983). Anaerobic treatment of wastewater in fixed film reactors—a literature review. Water Science and Technology 15(8-9), p.1-101.

Hooijmans, C.M., Dangol, B., Lopez-Vazquez, C.M., Ronteltap, M., Brdjanovic, D. (2013). Assessing the feasibility of faecal sludge co-treatment in sewage treatment plants - A practical guide. 3rd IWA Development Congress. October 14th-17th, 2013. Nairobi, Kenia.

Ingallinella, A.M., Sanguinetti, G., Koottatep, T., Montangero, A., Strauss, M. (2002). The challenge of faecal sludge management in urban areas- strategies, regulations and treatment options. Water Science and Technology, 46(10), p.285-294.

Koné, D., Strauss, M. (2004). Low-cost options for treating faecal sludges (FS) in developing countries- challenges and performance. In: Liénard, A., Burnett, H., eds. Proceedings of the 6th International Conference on Waste Stabilization Pond and 9th International Conference on Wetland Systems, Aviñón, Francia. p. 213-219.

Lake, O.A. (2010). Integrated water quality modelling: A case study on St. Maarten. MSc thesis. UNESCO-IHE, Institute for Water Education. Delft, Holanda.

Lake, O., Lopez-Vazquez, C.M., Hooijmans, C.M., Brdjanovic, D. (2011). Steady-state models as cost-effective tools for design and assessment of wastewater systems in developing countries. 2nd IWA Development Congress, November 21-24th, 2011, Kuala Lumpur, Malasia.

López-Vázquez, C.M. (2008). St. Maarten Island - Illidge Road Wastewater treatment plant: Wastewater characterization Final Report The Netherlands. UNESCO-IHE, Institute for Water Education. Delft, Holanda.

López-Vázquez, C.M., Hooijmans, C.M., Chen, G.H., van Loosdrecht, M.C.M., Brdjanovic, D. (2009). Use of saline water as secondary quality water in urban environments. 1st IWA Development Congress, noviembre 15 a 19, Ciudad de México.

López-Zavala, M.A., Funamizu, N., Takakuwa, T. (2004). Modeling of aerobic biodegradation of faeces using sawdust as a matrix. Water Research 38(5), p.1327–1339.

Luostarinen, S., Sanders, W., Kujawa-Roeleveld, K., Zeeman, G. (2007). Effect of temperature on anaerobic treatment of black water in UASB-septic tank systems. Bioresource technology, 98(5), 980-986.

Martins, A.M., Pagilla, K., Heijnen, J.J., van Loosdrecht, M. (2004) Filamentous bulking sludge-a critical review. Water Research, 38(4), 793-817.

Melcer, H. (2003). Methods for Wastewater Characterization in Activated Sludge Modeling. Water Environment Research Foundation. ISBN-10: 1843396629 | ISBN-13: 9781843396628.

Metcalf and Eddy (2003). Wastewater Engineering: treatment, disposal, reuse. Tchobanoglous, G., Burton, F.L. eds. McGraw-Hill Book Company.

Montangero, A., Belevi, H. (2007). Assessing nutrient flows in septic tanks by eliciting expert judgement: A promising method in the context of developing countries. Water Research 41(5), p.1052-1064.

Moosbrugger, R.E., Wentzel, M.C., Ekama, G.A., Marais, G.v.R. (1993). A 5 pH Point Titration Method for Determining the Carbonate and SCFA Weak Acid/Bases in Anaerobic Systems. Water Science and Technology 28(2), p.237–245.

Robbins, D., Strande, L., Doczi, J. (2012). Sludge management in developing countries: experiences from the Philippines. Water 21. December 2012.

Roeleveld, P.J., van Loosdrecht, M.C.M. (2002). Experience with guidelines for wastewater characterisation in The Netherlands. Water Science & Technology 45(6), p.77-87.

Still, D., Foxon, K. (2012). Tackling the challenges of full pit latrines. Vol. 1: Understanding sludge accumulation in VIPs and strategies for emptying full pits. Water Research Commission Report No. 1745/1/12. ISBN 978-1-4312-0291-1.

Strauss, M., Kone, D., Saywell, D. (2006). Proceeding of the 1st Int. Symposium and Workshop on Faecal Sludge Management (FSM) Policy. EAWAG/SANDEC IWA.

Strauss, M., Larmie, S.A., Heinss, U., Montangero, A. (2000). Treating faecal sludges in ponds. Water Science and Technology, 42(10), 283-290.

Sötemann, S.W., Ristow, N.E., Wentzel, M.C., Ekama, G.A. (2005). A steady state model for anaerobic digestion of sewage sludges. Water S.A. 31(4), p.511-527.

USEPA (1984). Handbook: Septage Treatment and Disposal. EPA 625/6-84-009, U.S. Environmental Protection Agency, Center for Environmental Research Information, Cincinnati, Ohio, EE.UU.

USEPA (1994). Guide to septage treatment and disposal. EPA/625/R-94/002, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development. Washington, D.C., EE.UU.

van Lier, J.B. (2008). Anaerobic wastewater treatment. In: Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design. Henze, M., van Loosdrecht, M.C.M., Ekama, G.A., Brdjanovic, D. eds. ISBN: 9781843391883. IWA Publishing. Londres, Gran Bretaña.

Wilson, D., Harrison, J. (2012). eThekwini pit latrine program emptying program - The contract, the pitfalls and solutions. International Faecal Management Conference. October 29-31st, 2012. Durban, Sudáfrica.

Preguntas para el Estudio de este Capítulo

1. ¿Cuáles problemas técnicos son más probables en el co-tratamiento de LF en una EDAR?
2. ¿Por qué es importante determinar la demanda de oxígeno de los LF antes de su co-tratamiento?
3. ¿Por qué la acumulación de sólidos suspendidos totales (TSS) resulta ser un factor limitante del co-tratamiento de LF?

Capítulo 10

Uso Final de los Productos de Tratamiento

Ives Kengne, Berta Moya Díaz-Aguado y Linda Strande

Tecnología

Objetivos de aprendizaje

- Entender las preocupaciones generales respecto a la recuperación de recursos y las maneras de asegurar una protección adecuada de la salud humana y ambiental.
- Conocer las consideraciones para determinar los mejores métodos para aplicar los lodos en la tierra y las cantidades que son convenientes.
- Tener claro cómo determinar los usos y otras opciones aceptables para la descarga de los líquidos que salen del manejo de lodos fecales.
- Comprender las diversas oportunidades para la recuperación de recursos de los lodos fecales y los criterios claves para la selección de las opciones más procedentes.

10.1 INTRODUCCIÓN

Los capítulos anteriores analizaron las maneras de estabilizar, secar y sanear los lodos fecales (LF) usando diferentes tecnologías de tratamiento o combinaciones de estas. Cada tecnología genera productos que deben: (1) recibir tratamiento adicional, (2) desecharse en alguna parte adecuada, o (3) aprovecharse para la recuperación de recursos. Cada uno de los productos, por ejemplo lodos secos, compost, lixiviados y biogás, tiene un valor intrínseco que puede servir para transformar el tratamiento en una manera de recuperar recursos y crear valores y no solamente una medida de protección del ambiente y la salud pública. Este capítulo se centra en los productos finales del manejo de LF (MLF), aborda las posibles dificultades o limitaciones en su uso y analiza los pasos adicionales que deberían aplicarse para convertir estos desechos en bienes valiosos.

A lo largo de la historia, los LF fueron aprovechados más comúnmente como enmiendas y fertilizantes orgánicos del suelo, ya que los excrementos contienen nutrientes esenciales para las plantas y materia orgánica que aumenta la capacidad de los suelos de retener el agua. Sin embargo, también existen otras opciones de tratamiento que permiten la recuperación de recursos. Por ejemplo, se puede producir biogás por digestión anaeróbica de los LF para usarse como combustible, mientras los lodos restantes sirven de enmienda del suelo. Además, existen iniciativas innovadoras que están desarrollando otros productos, como nuevos biocombustibles o proteína en la forma de las larvas de la mosca *Hermetia illucens*.

Tecnología

Tabla 10.1 Resumen de las opciones para recuperar recursos de los lodos fecales

Producto	Tecnología de tratamiento
Enmienda del suelo	LF sin tratamiento
	Lodos secos de los lechos de secado
	Compost
	Gránulos ('pellets')
	'Digestato' de la digestión anaeróbica
	Lo que queda después de la conversión con las larvas de *Hermetia illucens*
Agua recuperada	LF líquidos sin tratamiento
	Efluente de estaciones de tratamiento de LF (ETLF)
Proteína	Larvas de *Hermetia illucens*
Forraje animal y otras plantas	Lechos de secado con plantas
Peces y plantas acuáticas	Lagunas de estabilización y acuicultura
Materiales de construcción	Incorporación de lodos secos y sus cenizas
Biocombustibles	Biogás de la digestión anaeróbica
	(Co-) combustión de LF
	Pirólisis (un tipo de carbonización) de LF secos
	Biodiésel de LF

El presente capítulo resume las opciones para recuperar recursos mediante varias tecnologías, tanto procesos establecidos como innovaciones alentadoras, tanto por su valor biológico como por su valor energético.

10.2 OPCIONES PARA LA RECUPERACIÓN DE RECURSOS

Existen muchas tecnologías para el tratamiento de los LF y estas pueden combinarse de varias maneras. Todas estas generan productos que requieren mayor tratamiento, pueden ser desechados inocuamente o pueden aprovecharse para recuperar recursos. El uso potencial que se les va a dar a estos productos debe ser considerado desde el inicio de la fase de diseño de un sistema de MLF, puesto que la calidad de los productos generados está ligada directamente a la tecnología que se aplica. La Tabla 10.1 resume las opciones de recuperación de recursos.

10.3 PREOCUPACIONES GENERALES

Al implementar la recuperación de recursos, es primordial evaluar sus posibles constituyentes que podrían impactar a los humanos y el ambiente, como es el caso de los patógenos y los metales pesados. También, es necesario tomar en cuenta ciertos factores sociales, como la aceptabilidad y la demanda del mercado, a fin de asegurar una buena aceptación de los productos.

10.3.1 Patógenos

Los LF inician su periplo con grandes cantidades de microorganismos que tienen su origen principalmente en las heces. Algunos de estos microbios causan enfermedades mediante un contacto directo o indirecto con las personas y, por lo tanto, representan un gran riesgo para la salud pública. Son transmitidos a través de diferentes ciclos de infección, que pueden incluir diferentes fases y diferentes hospederos. Una de las rutas de transmisión más comunes es la que involucra cantidades imperceptibles de heces que llegan hasta la boca de otra persona (Figura 10.1).

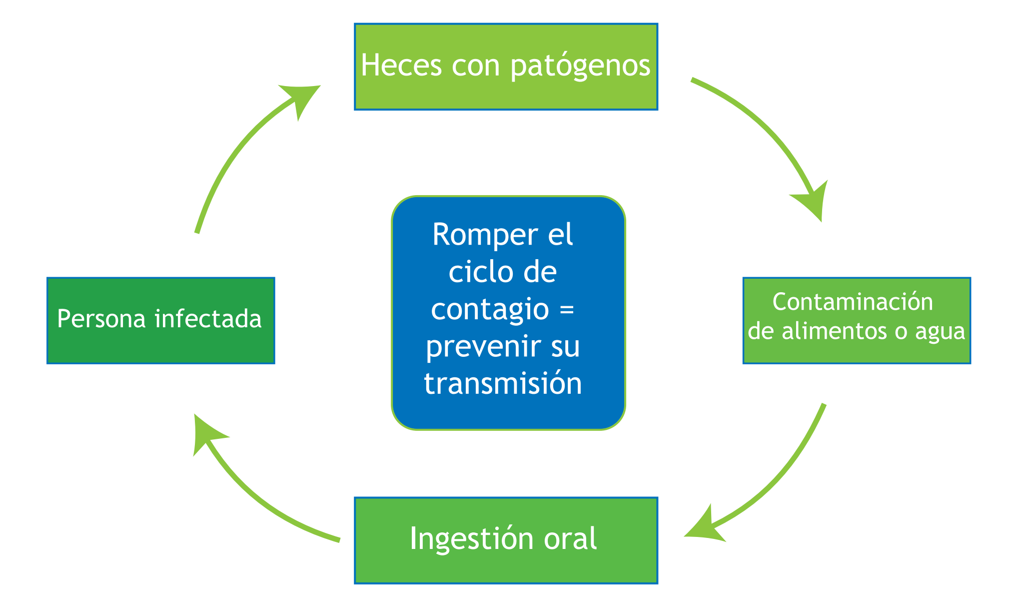


Figura 10.1 El ciclo de transmisión fecal-oral de patógenos.

El ciclo de transmisión de patógenos puede interrumpirse por medio de barreras que impiden el contagio de nuevas personas. El grado de tratamiento de los LF que es necesario para lograr una higiene adecuada depende de la opción de uso o desecho final. Por ejemplo, las rutas de exposición son muy diferentes si los LF se descargan en el ambiente, si se aplican en la agricultura o si se queman. Las pautas de la Organización Mundial de la Salud para prácticas agrícolas seguras especifican que no debe haber más de un huevo de helminto por gramo de sólidos en aguas de riego sin restricción (Montresor *et al.*, 1998). Sin embargo, la misma organización publicó posteriormente sus Pautas para el Uso Seguro de Aguas Servidas, Excremento y Aguas Grises en la Agricultura y la Acuicultura, en las cuales se enfatiza menos este tipo de límites y más bien se resalta un enfoque de barreras múltiples, con la aceptabilidad de menores de tratamiento en combinación con otras 'barreras' a lo largo de la cadena de saneamiento. Este concepto, junto con un sistema de evaluación y manejo de riesgos para proteger la salud pública, se explica en detalle en la publicación, Uso Seguro de Aguas Servidas y Excremento, que se puede descargar gratuitamente (en inglés y francés) desde: www.who.int/en/ (OMS, 2006).

Una primera barrera a la transmisión de enfermedades puede establecerse con un MLF que logra un buen grado de reducción de patógenos. Las siguientes son otras barreras al contagio que se podría aplicar:

- No aplicar los LF en los cultivos que se consumen crudos;
- No cosechar el producto durante un tiempo prudente después de la aplicación de LF;
- Regar por goteo o de manera subterránea;
- Restringir el acceso de trabajadores y del público general durante su aplicación;
- Utilizar equipos de protección personal; y
- Aplicar métodos seguros en la preparación de las comidas (p.ej., lavar, pelar y cocinar).

Al considerar el riesgo de infección, se deben tomar en cuenta los trabajadores, sus familias, las comunidades aledañas y los consumidores de los productos.

10.3.2 Metales pesados

Debido a su toxicidad y efectos negativos a largo plazo sobre los suelos, los metales pesados representan un peligro. Deben ser evaluados independientemente caso por caso, pero solo son de mayor preocupación cuando los LF están mezclados con aguas servidas industriales (no debidamente pretratadas). También, pueden ingresar desde los hogares mediante la incorrecta disposición de pilas, solventes y pinturas. Su concentración

Tabla 10.2 Límites para las concentraciones de metales y metaloides en lodos fecales tratados (biosólidos) que se aplican en la tierra, en Estados Unidos y Europa.

Parámetro	Límite (mg/kg)		
	Biosólidos de 'Calidad Excepcional' (USEPA, 1999)	Compost 'Etiqueta Eco' (Hogg *et al.*, 2002)	España (Hogg *et al.*, 2002)
Arsénico (As)	41	-	-
Mercurio (Hg)	17	-	-
Hierro (Fe)	no medible	-	-
Plomo (Pb)	300	100	750
Níquel (Ni)	420	50	300
Cromo (Cr)	1.200	100	1.000
Cadmio (Cd)	39	1	20
Cobre (Cu)	1.500	100	1.000
Zinc (Zn)	2.800	50	2.500
Selenio (Se)	36	-	-

total en los LF es distinta de la concentración bio-disponible de metales, puesto que la materia orgánica en los LF puede fijar los metales de tal manera que no sean medibles. Por esta razón, estos lodos son utilizados en la remediación de sitios contaminados con metales pesados.

La Agencia de Protección Ambiental de los EE.UU. (USEPA) ha establecido límites para las concentraciones de metales pesados en lodos de aguas servidas a aplicarse en la tierra, basándose en lo que se considera un 'escenario del peor de los casos' de acumulación de los metales a lo largo de 100 años de deposición. Estos límites conservadores han sido determinados para proteger la salud humana y ambiental, pero en Europa los valores son en general aún más estrictos (Tabla 10.2).

10.3.3 Factores sociales

Diferentes sociedades y culturas reaccionan de manera distinta al manejo de excremento humano y es necesario tomar en cuenta estas diferencias al evaluar el mejor uso final de los LF. Algunas culturas rechazan completamente cualquier uso del excremento, mientras otras tienen una larga tradición de su uso en la agricultura. Sin embargo, el uso de los LF tratados es generalmente mucho más aceptable, en comparación con lo del excremento fresco, gracias a su mejor apariencia, ausencia de olor y mayor higiene. En una sociedad en la que el uso de LF en la agricultura es tabú, otras soluciones podrían ser más admisibles, como su uso en materiales de construcción o como combustible. También es necesario evaluar la demanda del mercado para los posibles productos antes de seleccionar el tratamiento y los materiales que serán generados (Diener *et al.*, 2014).

10.4 USO DE LODOS FECALES COMO ENMIENDA DEL SUELO

El uso de LF como una enmienda del suelo puede variar desde su entierro en zanjas profundas hasta la venta comercial del compost empacado para uso por las familias en la horticultura y la jardinería. Su uso como enmienda del suelo ofrece muchas ventajas sobre aplicar solo fertilizantes químicos (Strauss, 2000). La materia orgánica en los LF incrementa la capacidad de retención del agua del suelo, contribuye a la estructura, reduce la erosión y es una fuente de nutrientes liberados paulatinamente. Sin embargo, es necesario analizar el destino de los posibles patógenos y metales pesados que podrían estar presentes (y quiénes podrían estar expuestos a ellos), así como la aceptación social que puede estar ligada estrechamente al valor comercial de los productos. También, se deben considerar los nutrientes específicos que pueden o no limitar a los cultivos deseados en los suelos locales.

Tabla 10.3 Contenido de nutrientes en la orina y las heces, junto con la cantidad requerida para producir 250 kg de granos (Drangert, 1998).

Nutrientes	Orina[1] (kg)	Heces[2] (kg)	Total (kg)	Cantidad requerida para producir 250 kg de granos (kg)
Nitrógeno (N)	4,0	0,5	4,5	5,6
Fósforo (P)	0,4	0,2	0,6	0,7
Potasio (K)	0,9	0,3	1,2	1,2
Total de NPK	5,3	1,0	6,3	7,5

[1] 500 L/persona/año; [2] 50 L/persona/año

Tecnología

10.4.1 Contenido nutritivo

En teoría, los LF producidos por una persona en un año contienen casi todos los macro y micro nutrientes suficientes para cultivar la comida consumida por una persona en el año (representado por 250 kg de granos; Tabla 10.3).

Es importante determinar la tasa agronómica adecuada para la aplicación de los LF tratados en la tierra con el fin de maximizar los beneficios y prevenir la contaminación ambiental que podría ocasionar una dosis excesiva de nutrientes. Los nutrientes en los LF están presentes en forma tanto orgánica como inorgánica. Los nutrientes inorgánicos (p.ej., NH_4^+/NH_3, NO^-/NO_2^-) son asimilados más fácilmente por las plantas y los microbios que los nutrientes orgánicos. A diferencia, los nutrientes fijados en la materia orgánica son liberados más lentamente mediante la mineralización para volverse disponibles biológicamente. Si se aplica el nitrógeno en exceso de la demanda por parte de los microbios y las plantas, el amoniaco será perdido por la evaporación y los nitratos serán acarreados con el agua a través del suelo, lo cual contribuye a la eutrofización de las aguas superficiales y contamina el agua potable (ocasionando metahemoglobinemia).

Muchos países, como Sudáfrica y la China, han establecido límites para la aplicación de LF en la tierra, en función del máximo volumen que se permite colocar en una cierta extensión de tierra. Sin embargo, las estimaciones de las mejores tasas se basan en la experiencia. Por ejemplo, se requieren unos 56 m^3 de LF para fertilizar una hectárea de suelo para el cultivo de granos como el maíz, mijo y sorgo en climas tropicales (Asare *et al.*, 2003). También, existen métodos para calcular la tasa de aplicación a partir de la demanda de nutrientes de las plantas, incluyendo el método de “Balance de Nitrógeno” que se aplica en el uso de lodos de aguas servidas (Figura 10.2; Henry *et al.*, 1999). Primero, se calcula la cantidad de nitrógeno presente en los productos cosechados. Luego, se cuantifica el nitrógeno ya presente en el suelo por fuentes naturales. La cantidad de nitrógeno a aplicar es la diferencia entre estas dos cantidades.

Otras investigaciones han documentado las diferentes reacciones de los cultivos a las tasas de aplicación de nitrógeno mediante compost o co-compost, según la fase de crecimiento de las plantas. Durante la fase vegetativa de las primeras 6 semanas, el crecimiento de las plantas de maíz (medido mediante la eficiencia de transpiración) incrementó hasta una tasa de aplicación de 150 kg N/ha, pero fue menor al aplicar más compost (210 kg; Adamtey *et al.*, 2010). Por otro lado, en su fase reproductiva (después de la semana 8), la transpiración incrementó con mayores tasas de aplicación de compost. Estos resultados no fueron observados con fertilizantes inorgánicos.

10.4.2 Lodos fecales sin tratamiento

Aunque se recomienda tratar los LF antes de su uso, existen algunas alternativas para la disposición o uso final seguros, en forma directa desde los sistemas descentralizados de saneamiento. Estas opciones dependen de la disponibilidad de suficiente terreno y no son aplicables en sectores urbanos. También se requieren barreras adecuadas para proteger la salud humana.

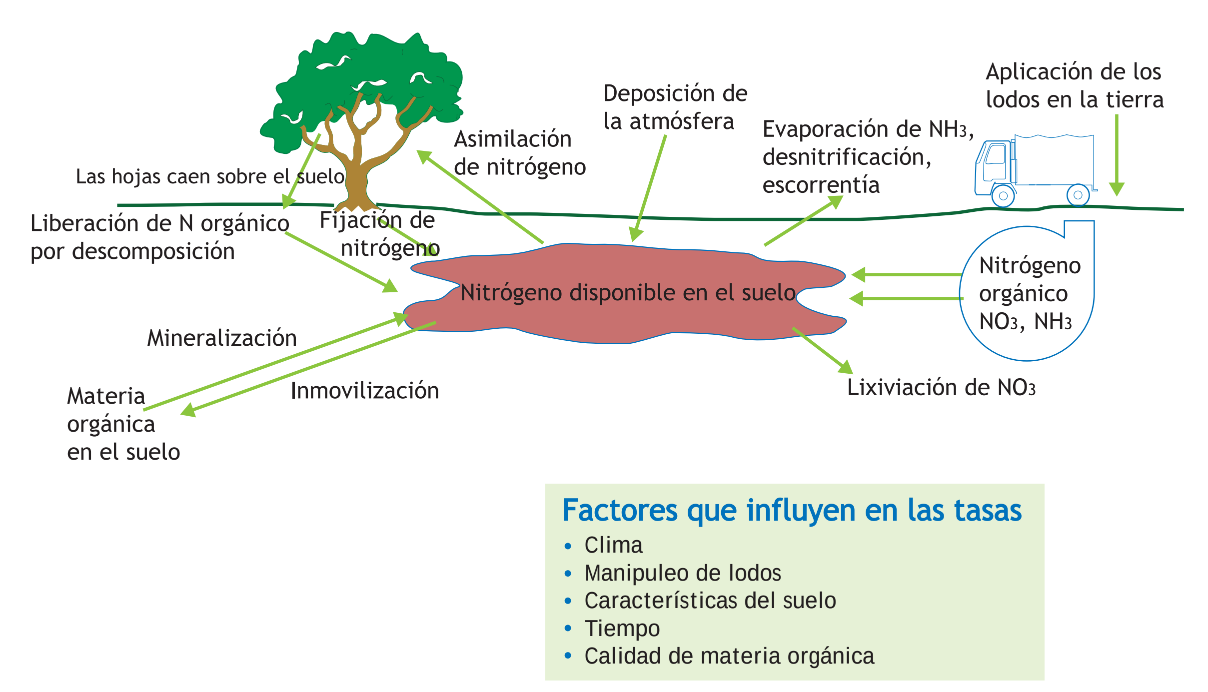


Figura 10.2 Balance de nitrógeno en la aplicación de lodos en la tierra (figura: Linda Strande).

Entierro en Zanjas Profundas

Una posibilidad para el uso directo de los LF es enterrarlos en trincheras hondas dentro de proyectos reforestación. Al enterrarlos, se elimina el olor y se reduce ampliamente el riesgo de exposición a los patógenos. Luego, se siembran árboles que requieren mucho nitrógeno. Esta técnica permite aplicar mayores volúmenes de lodos, en comparación con otros métodos más convencionales como rociarlos sobre los árboles o en el suelo. Así como en otras aplicaciones sobre la tierra, es necesario considerar una tasa adecuada de nutrientes para prevenir la contaminación ambiental.

En la actualidad, se está investigando este entierro de los LF en Sudáfrica y se ha demostrado que los árboles crecen mejor, sin ninguna evidencia de contaminación del agua subterránea (Still y Taylor, 2011). Sin embargo, se deben estudiar en mayor detalle los posibles efectos sobre el agua freática y cada caso debe analizarse independientemente con el fin de proteger el ambiente. Los siguientes factores merecen consideración: el tipo y la porosidad del suelo, la profundidad de la capa freática, la distancia hasta fuentes de agua potable y las concentraciones preexistentes de nutrientes en el suelo. Cabe mencionar que hay experiencia a largo plazo con el entierro de lodos de aguas servidas en zanjas profundas en los EE.UU. y este método ha sido aplicado en la remediación de canteras de grava al convertirlas en plantaciones de árboles (Kays *et al.*, 2000).

Aplicación sobre la tierra

La colocación directa de LF sobre los suelos ha sido practicada durante miles de años en partes de la China, Asia Sudoriental y África. Esta práctica tiene el mayor grado de riesgo para la salud humana y, por lo tanto, no se la recomienda en general. Sin embargo, puede ser factible en zonas áridas o semiáridas, con amplias extensiones de terreno disponible y barreras adecuadas para prevenir el contacto con las personas. A veces, se esparcen los LF sin tratamiento en los campos en la época seca y se los integran en el suelo al inicio de la época lluviosa en el momento de la siembra (Cofie *et al.*, 2005). También hay un método en el cual se entierran los LF en un hoyo en la tierra, junto con desechos agrícolas, donde se descomponen durante varios meses antes de su uso y, en los lugares donde se practica esto, existe gran demanda para los LF. Por ejemplo, en el norte de Ghana, un 90 % de los LF son utilizados como fertilizante y una de las limitaciones principales para los agricultores es la competencia para conseguir los LF (Cofie *et al.*, 2005).

10.4.3 Lodos fecales tratados aplicados en la tierra

Las tecnologías de tratamiento y procesamiento, como lechos de secado, compostaje y la granulación generan lodos secos que sirven como enmiendas del suelo. El cantidad de patógenos que permanecen en estos depende de la tecnología o conjunto de estas que ha sido seleccionado.

Lodos de los lechos de secado

Los lodos provenientes de los lechos de secado tienen características muy diferentes según haya plantas presentes o no y, por lo tanto, existen distintas consideraciones respecto a su aplicación en suelos. La mayoría de los huevos de helmintos se quedan en los lodos (Cofie *et al.*, 2006) y el corto tiempo de retención en lechos de secado sin plantas (generalmente unas semanas) significan que requieren un tratamiento adicional o un almacenamiento extendido a fin de reducir adecuadamente los posibles patógenos presentes. Un tiempo mayor de retención en los lechos de secado con plantas (años) produce una mayor destrucción de estos microbios dañinos, pero esto se debe evaluar caso por caso. Koottatep *et al.* (2005a) encontraron que de los 127 huevos de helmintos por gramo de TS presentes en lodos procesados en lechos de secado con plantas durante 7 años, 6 todavía eran viables. Sin embargo, Kengne *et al.* (2009) demostraron que en 6 meses la cantidad total de huevos de helmintos por gramo de TS se redujo de 79 a 8 y el número de huevos viables de *Ascaris* desde 38 hasta 4. Además, con el largo tiempo de retención en lechos de secado con plantas, los lodos adquieren propiedades y contenidos de nutrientes similares a los de un compost maduro.

La cantidad de lodos que se acumulan en los lechos de secado depende del contenido de sólidos en los LF, la frecuencia de carga y la carga orgánica de los lechos. En el caso de lechos de secado sin plantas, unas tasas de 100 o 200 kg TS/m^2/año generaron 25 o 30 cm de lodos cada 15 días (Cofie *et al.*, 2006). Con lechos de secado con plantas, tasas de 100, 200 y 300 kg TS/m^2/año produjeron unos 35, 60 y 100 cm de lodos procesados por año, respectivamente (Kengne *et al.*, 2011). No se recomiendan tasas mayores a estas, ya que cargas como de 500 kg TS/m^2/año reducen el rendimiento de tratamiento y pueden hacerles marchitar a las plantas (Koottatep *et al.*, 2005b). Sin embargo, se podría innovar combinaciones de regímenes, profundidades, cargas y procesos solares o térmicos. (Hay más detalle sobre el manejo de lechos de secado en los Capítulos 7 y 8.)

Co-compostaje

Esta técnica se refiere a compostaje de LF en conjunto con otros desechos orgánicos, como los que se generan en los mercados (Figura 10.3). Antes de este compostaje, los LF muy diluidos deben desaguarse, por ejemplo en tanques de sedimentación o lechos de secado. Se logra la destrucción de patógenos mediante compostaje termofílico a altas temperaturas o con ciclos largos. El compost procesado debidamente es un producto orgánico estabilizado que puede manipularse, almacenarse y aplicarse en la tierra sin riesgo de transmisión de enfermedades (Banegas *et al.*, 2007; Koné *et al.*, 2007). (El co-compostaje es analizado en los Capítulos 3 y 5.) Aunque es comprobado que el compost final puede aplicarse con total seguridad como una enmienda del suelo, es necesario evaluar la demanda en el mercado local para un compost de LF, ya que a menudo el compost no tiene un valor de mercado muy elevado. Otros beneficios de esta tecnología incluyen la recuperación de recursos y la reducción de los costos de desecharlos (Diener *et al.*, 2014).

Danso *et al.* (2002) evaluaron si los agricultores estaban dispuestos a comprar compost de LF y otros desechos orgánicos en Ghana. Entrevistaron a 700 agricultores en tres ciudades diferentes, incluyendo algunos que utilizan normalmente compost y otros que no lo usan generalmente. La gran mayoría (el 100 % de los que utilizaban compost y un 80 % de los que no) concordaron que el compost es un recurso útil y que los obstáculos para su uso eran más económicos o técnicos que culturales. Los agricultores solo estaban dispuestos a pagar precios tan módicos que no sería rentable, los que variaban entre 0,10 y 3,00 dólares estadounidenses por un saco de 50 kg, mientras los costos de producción eran de 4 a 7 dólares por saco (Danso *et al.*, 2002).



Figura 10.3 Co-compost de lodos fecales y otros desechos orgánicos, realizado por la empresa Sanergy en Nairobi, Kenia (foto: Linda Strande).

Compostaje con lombrices

Las lombrices de tierra descomponen las partículas orgánicas, estimulan la actividad microbiana e incrementan la tasa de mineralización, por lo tanto convierten los LF en un compost más similar a humus que los procesos normales de compostaje (Alidadi, 2005). La temperatura del compostaje con lombrices debe mantenerse por debajo de los 35°C para no matar a estos invertebrados, pero esta temperatura no es suficiente para inactivar a los patógenos. Por esta razón, el compost de lombrices a partir de LF debe someterse luego a compostaje termofílico o almacenamiento extendido antes de usarse en aplicaciones que requieren una baja abundancia de patógenos (Ndegwa y Thompson, 2000).

Gránulos ('Pellets')

La formación de gránulos puede ser una opción interesante para el procesamiento de los LF, al generar un producto final que es fácil de transportar, tiene propiedades fiables para el uso y (según el grado de tratamiento) es seguro de manipular. Pueden ser utilizados como enmiendas del suelo o bien como biocombustible. Un ejemplo de esto es el proceso LaDePa (deshidratación y pasteurización del material de letrinas) que se está desarrollando en Sudáfrica a escala piloto. Este proceso funciona con los LF más secos (p.ej., letrinas de pozo seco, lodos desaguados) y puede combinarse con lodos de aguas servidas que no han recibido tratamiento con polímeros (Capítulo 5). Durante el proceso, se retira la basura inorgánica, se irradia el material con luz infrarroja y se lo seca formando gránulos que pueden ser vendidos como enmienda del suelo (Harrison y Wilson, 2011). En Ghana, se está desarrollando otro proceso similar que integra urea de tal manera que el producto final tenga propiedades fertilizantes parecidas a las de la gallinaza. Este procedimiento incluye secado, compostaje o irradiación para reducir los patógenos, enriquecimiento con urea y la formación de gránulos con un material aglutinante (Nikiema *et al.*, 2012). Una posible preocupación en su uso como enmienda del suelo es la disponibilidad biológica de la materia orgánica y los nutrientes en el suelo, pero Nikiema *et al.* (2012) han encontrado que al usar el almidón de yuca como aglutinante se logra gran estabilidad durante el transporte, pero se descompone rápidamente en el suelo.

10.5 USO DE LOS PRODUCTOS LÍQUIDOS

Los flujos líquidos de los procesos de tratamiento pueden reutilizarse como riego en la agricultura y horticultura o para otros usos, como atractivos acuáticos donde las personas no se bañen o procesos industriales, según la cantidad producida y su grado de tratamiento. Esta reutilización del agua es especialmente benéfica en zonas de escasez de agua y para la recuperación de nutrientes. En el uso de los productos líquidos, es necesario asegurar un grado de tratamiento acorde con el uso final, igual que en el caso de la reutilización de los sólidos. Esto supone realizar una evaluación de riesgo sanitario y ambiental, seguida por un enfoque de barreras múltiples para asegurar una gestión adecuada de riesgos.

En la reutilización del agua, se distingue entre los usos planificados, no planificados, directos e indirectos (Jiménez *et al.*, 2000). Un uso indirecto implica que el flujo de desecho esté diluido en otras aguas, por ejemplo si se descarga un efluente en un río que es aprovechado posteriormente para el riego. El uso directo, en cambio, se refiere a su aplicación en forma íntegra, por ejemplo la descarga simplemente en un campo agrícola. Un uso planificado es el que se realiza en forma intencionada y consciente, mientras un uso no planificado ocurre sin saber o sin intención previa.

Esta sección aborda el uso final tanto de LF muy diluidos, como de los diferentes efluentes que generan los procesos de tratamiento. Las consideraciones asociadas con el uso de LF son algo diferentes a las de aguas servidas, ya que los LF suelen ser de 10 a 100 veces más concentrados. Para informaciones específicas sobre el uso en el riego de aguas servidas o efluentes del tratamiento de aguas servidas, se recomienda el texto en inglés de Dreschel *et al.* (2000), "Wastewater Irrigation and Health" ("Riego con Aguas Servidas y la Salud"; www.iwmi.cgiar.org/.../Wastewater_Irrigation_and_Health_book.pdf) o el texto en inglés de la OMS "Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater" ("Pautas para el Uso Seguro de Aguas Servidas, Excremento y Aguas Grises en la Agricultura y la Acuicultura"; www.who.int). Ambas publicaciones pueden ser descargadas gratuitamente.

10.5.1 Riego con lodos fecales líquidos sin tratamiento

En muchas regiones del mundo, es común regar los campos agrícolas con aguas servidas y con LF diluidos sin tratamiento (Figura 10.4). Esta práctica provee agua y nutrientes muy valiosos y, realizada bajo condiciones controladas, puede ser razonablemente segura. Sin embargo, la posibilidad de exposición a patógenos es alta, en especial en los casos de uso directo y no planificado.

En Ghana, se han investigado medidas para reducir estos riesgos microbiológicos en las fincas (Keraita *et al.*, 2010). En la actualidad, se riega con estas aguas servidas y esto resulta en la contaminación de las hortalizas con patógenos, lo cual es más preocupante si son consumidas sin cocinarse. Las extensiones regadas pueden variar desde pequeños patios hasta grandes campos. Los tipos de tratamiento en el campo incluyen canales, lagunas, humedales y filtración (con arena o con tela). Las soluciones adecuadas dependen de la fuente, de su grado de contaminación, de la extensión de terreno disponible, del clima, de la propiedad de la tierra y del uso previsto para el agua (p.ej., el tipo de cultivo y el método de riego). El riego por goteo es un buen ejemplo del gran impacto que pueden tener los métodos avanzados de riego. Sus beneficios incluyen menor consumo de agua, mayor rendimiento agrícola y mejor protección para la salud humana. Sin embargo, es uno de los métodos más caros. Es importante seguir investigando las maneras de eliminar los patógenos y reciclar de los nutrientes presentes en los LF líquidos, mediante diferentes tecnologías que den resultados predecibles y adecuados.

10.5.2 Uso o disposición final del efluente tratado

Los efluentes de los diferentes procesos de tratamiento de los LF pueden contener todavía muchos constituyentes preocupantes y, por lo tanto, requieren tratamiento adicional previo a su descarga en el ambiente o una evaluación cuidadosa antes de algún uso productivo. En general, tienen un alto contenido de nitrógeno, que puede destinarse benéficamente a la agricultura, pero es un contaminante si se descargan directamente en el ambiente. Otros aspectos preocupantes incluyen los patógenos, los metales pesados y la salinidad.

Los efectos nocivos de esta abundancia de nutrientes se evidenciaron en unas lagunas de tratamiento del efluente de un tanque de sedimentación en Ghana. La concentración de amoniaco era tan alta que se inhibía el crecimiento de algas (lo cual ocurre por encima de los 40 o 50 mg NH_3-N/L). Según el afluente, las tasas de carga y las operaciones, el efluente de las lagunas de estabilización puede ser similar al de otros procesos convencionales de tratamiento de aguas servidas. Otros ejemplos de efluentes del tratamiento de LF muy concentrados son el lixiviado de un lecho de secado sin plantas en Dakar que tenía 3.600 mg DQO/L, 870 mg DBO/L, 260 mg NH_3-N /L, 370 mg/L TKN y 170 mg NO_3-N/L (Koné *et al.*, 2007) y los lixiviados de lechos de secado con plantas en Tailandia que tenían de 100 a 2.200 mg DQO/L, de 6 a 250 mg TKN/L y de 5 a 200 mg NH_3-N/L (Koottatep *et al.*, 2005a).



Figura 10.4 Cultivos regados con el efluente de un tanque de sedimentación de lodos fecales en Yaoundé, Camerún (foto: Linda Strande).

La salinidad puede interferir en el crecimiento de las plantas, además de impactar el suelo a largo plazo. La conductividad eléctrica es una medida de la salinidad (aunque también le afecta la concentración de amoniaco). El efluente de un tanque de sedimentación en Ghana tenía una conductividad de 8 a 10 mS/cm y los lixiviados de unos lechos de secado con plantas en Tailandia tenían de 2 a 5 mS/cm, mientras que el máximo valor que pueden tolerar las plantas es de 3 mS/cm (Koné *et al.*, 2007). El uso de efluentes en el riego incrementa la salinidad del suelo a largo plazo y, por esta razón, se recomienda aplicar prácticas para controlarla, como el lavado del suelo, drenaje adecuado y monitoreo del cantidad de sal en las aguas de riego (OMS, 2006).

Estándares de calidad para los efluentes tratados existen en la mayoría de países, pero no se exige siempre su cumplimiento en los países de ingresos medios y bajos debido a las limitaciones económicas. Por ejemplo, en la China se debe reducir la abundancia de los huevos de helmintos en un 95 % para poder usar aguas servidas tratadas y en Ghana se estipula una disminución del 90 % del DBO (Heinss *et al.*, 1998). Igual que para el uso de los lodos secados como enmienda del suelo, la OMS recomienda aplicar un enfoque de barreras múltiples en el riego con efluentes. Según el grado de tratamiento necesario, se debe aplicar una variedad de medidas para proteger la salud humana, como técnicas de riego, periodos de cosecha, maneras de preparar la comida, control de la exposición y restricciones en los tipos de cultivos que pueden recibir los efluentes (Figura 10.5; OMS, 2006).

Koottatep *et al.* (2005b) analizaron durante seis años el efecto de regar plantaciones de girasoles con los lixiviados de lechos de secado con plantas, bajo diferentes condiciones de riego en Tailandia. Varias parcelas fueron regadas con agua que contenía diferentes cantidades de lixiviados y observaron los resultados. El crecimiento de los girasoles aumentó, produjeron más semillas, e incrementó el porcentaje de aceite en las semillas. Las proporciones que dieron los mejores resultados fueron las del 20 % y del 50 % de lixiviados (Figura 10.6). El rendimiento fue menor con el riego de lixiviados puros sin dilución probablemente debido a su salinidad.



Figura 10.5 **Riego de cultivos con aguas residuales no tratadas todavía se practica en muchos países de bajos y medianos ingresos, como en este caso de Yaoundé, Camerún (photo: Linda Strande).**

10.6 OTRAS MANERAS DE RECUPERAR RECURSOS

Además de los productos finales del MLF que sirven para enmendar el suelo o reutilizar el agua, existen muchas otras oportunidades para recuperar recursos, según los tipos de tratamiento y las tecnologías de procesamiento. Estos incluyen productos para usos agropecuarios (proteína, forraje, peces) y el aprovechamiento de la energía en biocombustibles.

10.6.1 Proteína

Las larvas de *Hermetia illucens*, también llamada la Mosca Soldada Negra, sirven como fuente de proteína y grasa para pollos y peces, que podría reemplazar directamente la harina de pescado en la alimentación animal (St-Hilaire *et al.*, 2007). Las larvas se alimentan de materia orgánica, como LF y desechos orgánicos. Al final de su etapa larval, antes de realizar la metamorfosis, tiene un alto contenido de proteína y grasa. El riesgo de transmisión de enfermedades con *Hermetia* es muy bajo, ya que no se alimenta en su etapa de adulto,

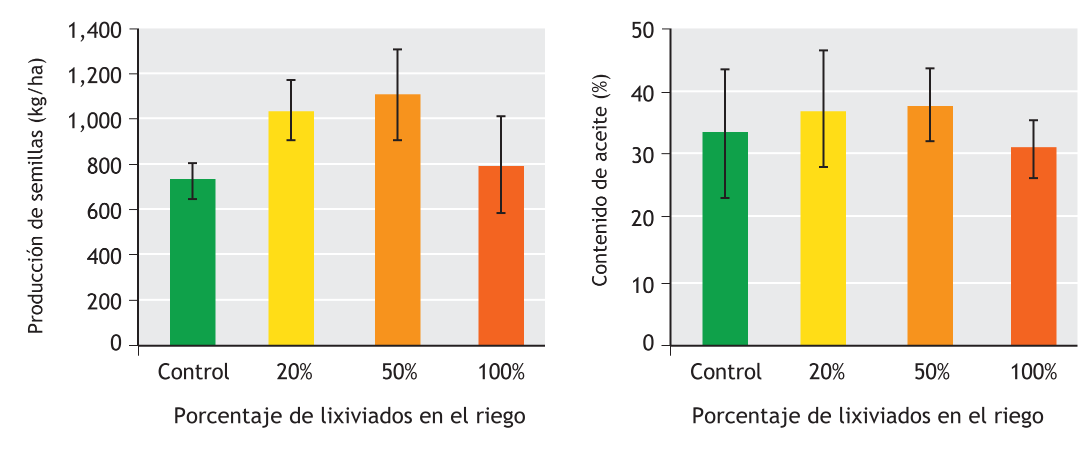


Figura 10.6 **Promedios de la producción de semillas de girasol, junto con su contenido de aceite, luego de riego con diferentes porcentajes de lixiviados de lechos de secado con plantas que procesan lodos fecales (Koottatep *et al.*, 2005b).**

cuando puede volar (Sheppard *et al.*, 1994). El uso de LF como alimento de *Hermetia* ha sido demostrado exitosamente (Nguyen, 2010). Sin embargo, producen más biomasa, más rápidamente, con una mezcla de LF y otros desechos orgánicos (Diener *et al.*, 2009). Estas larvas reducen el volumen de desechos orgánicos en un 55 % y el material restante puede destinarse al compostaje o a la digestión anaeróbica para generar una enmienda del suelo (que tiene un menor contenido de nitrógeno y fósforo que los desechos orgánicos crudos; Diener *et al.*, 2009). Las larvas de *Hermetia*, criados netamente a partir de LF con un contenido de materia seca de un 40 %, pueden convertir una tonelada de LF en 20 kg de larvas secas, con un contenido proteínico de un 35 a un 44 % (Nguyen, 2010). Esta alternativa está todavía en su fase de desarrollo y se tendrá que determinar caso por caso si este tratamiento es apropiado, si existe demanda en el mercado para el producto, si el clima es propicio y si la disponibilidad de materia orgánica es adecuada para el crecimiento de *Hermetia*.

10.6.2 Forraje animal y otras plantas

Las plantas sembradas en los lechos de secado son cortadas periódicamente, justo antes de la extracción de los lodos procesados, pero pueden ser cosechadas más frecuentemente, para aprovechar su valor comercial. Puede usarse para arreglos ornamentales, como materia prima para compostaje o como alimento para vacas y otros animales (Caso de Estudio 10.1). La selección de la especie a sembrar debe realizarse tomando en cuenta las condiciones locales y la demanda del mercado. De esta manera, es factible sembrar plantas que se adaptan a crecer en estos lechos y que generan un ingreso económico (Capítulo 8). Se ha demostrado que las plantas suelen ser más productivas en los lechos de secado en comparación con los métodos convencionales de cultivo. Por ejemplo, se ha reportado más de 900 tallos/m^2 para *Echinochloa pyramidalis* en lechos de secado con plantas en Dakar, después de 21 semanas de crecimiento (Tine *et al.*, 2009) y en Camerún esta especie produjo hasta 750 toneladas frescas/ha/año (lo que equivale 150 toneladas secas; Kengne *et al.*, 2008).

10.6.3 Peces y plantas acuáticas

Los nutrientes presentes en los LF pueden ser aprovechados en la acuicultura, al criar peces en lagunas de estabilización llenadas con el efluente de las ETLF. Estos nutrientes incrementan el crecimiento de algas, otros tipos de plancton y plantas acuáticas, como Lentejas de Agua (Lemnoideae), 'Espinaca de Agua' (*Ipomoea aquatica*) y Mimosa Acuática (*Neptunia oleracea*). Algunas de estas podrán ser consumidas por peces, otros animales o seres humanos. Los peces criados en lagunas con LF pueden ser usados para alimentar a otros animales, aunque a veces son consumidos directamente por las personas. En este caso, se deben tomar algunas precauciones para prevenir la transmisión de patógenos y otros efectos nocivos para la salud.

Aunque los peces no son susceptibles a los patógenos humanos, pueden ser portadores de ellos. Las bacterias fecales pueden acumularse en los órganos internos y las branquias de los peces. Las barreras para prevenir la transmisión a los humanos incluyen: cocinar bien el pescado antes de consumirlo; reubicar los peces a lagunas con agua limpia durante 2 o 3 semanas antes de su consumo; o mantener la abundancia de bacterias coliformes fecales por debajo de 1.000 FC/100 mL (OMS, 1998). Los peces también pueden servir de hospederos intermediarios para ciertos helmintos que existen en LF. En zonas donde existe esquistosomiasis (bilharzia), se debe evitar el contacto directo entre las personas y el agua de estas piscinas. Otras medidas de prevención frente a esta enfermedad incluyen el tratamiento de los LF o efluente antes de su uso en las piscinas, vestir ropa y calzado de protección (botas) y cortar la vegetación en los diques a fin de reducir el crecimiento de los caracoles (que son hospederos intermediarios de esta enfermedad; Cairncross y Feachem, 1983).

Otra consideración es la falta de conocimiento sobre los aspectos técnicos del uso de LF o aguas servidas en la acuicultura, lo cual dificulta la definición de los parámetros operativos y podría conducir a posibles problemas, como una rápida eutrofización de las lagunas debido a un exceso de nutrientes.

10.6.4 Materiales de construcción

Los LF secados pueden ser usados en la fabricación de cemento y ladrillos y en la producción de artículos basados en la arcilla. Esta opción de recuperación de recursos aprovecha las propiedades materiales y químicas de los LF, pero desperdicia sus nutrientes. La posible presencia de patógenos es de menor preocupación, ya que el contacto es menor y las altas temperaturas los destruirían.

Caso de Estudio 10.1: El valor en el mercado de forraje cultivado en lechos de secado en Camerún

Un estudio socioeconómico en tres ciudades de Camerún (Douala, Yaoundé y Garoua) para evaluar la demanda en el mercado para *E. pyramidalis* demostró que se vende actualmente 5 toneladas frescas de esta planta cada día durante la época seca y 8 toneladas cada día en la época lluviosa. Es alimento para vacas lecheras, caballos, cabras, ovejas, conejos, Ratas de Cañaveral (Greater Cane Rat, Thryonomys swinderianus) y cuyes (en orden de mayor a menor consumo; Figura 10.8).



Figura 10.7 ***E. pyramidalis*** **es muy cotizado para forraje animal en sectores urbanos y periurbanos de África (foto: Ives Kengne).**

E. pyramidalis es vendido en las ciudades y los sectores aledaños y el precio varía durante el año, según su calidad (fresco o seco) y disponibilidad. Los precios variaban según las épocas del año desde 0,10 hasta 0,30 dólares estadounidenses por kilogramo fresco, generando así un ingreso de entre 500 y 1.000 dólares por día en época seca y entre 1.600 y 2.400 dólares por día en la época lluviosa.

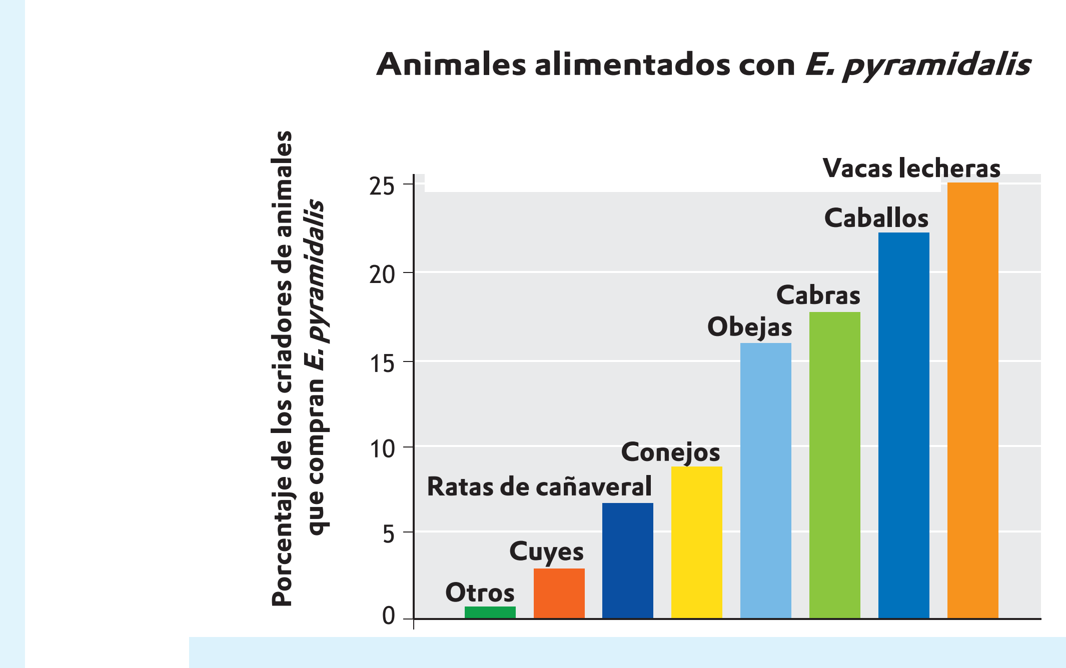


Figura 10.8 **La variedad de animales alimentados con el pasto *Echinochloa pyramidalis* comprado en el mercado de Yaoundé, Camerún.**

Tecnología

Ha sido demostrado que los lodos secados de aguas servidas o LF tienen cualidades similares a ciertos materiales tradicionales de construcción, como la roca calcárea y la arcilla (Jordán *et al.*, 2005; Lin *et al.*, 2012). En Japón, es común quemar LF secos en los hornos de cemento y luego mezclar las cenizas generadas en el mismo cemento (Taruya *et al.*, 2002).

Otro posible método para integrar los LF en la fabricación de cemento es estabilizarlos con cal. Rodríguez *et al.* (2011) describen un proceso en el cual un 20 o 30 % de cal viva (CaO) es agregada a los lodos de aguas servidas, lo que desencadena una degradación de la materia orgánica y la hidratación de la cal. Esta reacción es exotérmica (es decir, produce calor) y favorece el secado de los lodos, con temperaturas hasta los 100 °C. El producto de este tratamiento tiene la textura de un polvo, con partículas menores a 40 µm y puede reemplazar la roca calcárea en la fabricación de cemento (Rodríguez *et al.*, 2011). Los autores indican que la evaporación generada con estas temperaturas es una forma de secar los lodos que es muy eficiente energéticamente, sin el uso directo de combustibles fósiles, aunque una cierta cantidad es utilizada en la producción de la cal.

Los LF también pueden ser usados en la fabricación de cerámicas. Jordán *et al.* (2005) realizaron experimentos con resultados alentadores acerca de la inclusión de LF en la arcilla para hacer cerámicas. Mezclaron del 1 al 10 %, en peso, de lodos secos de aguas servidas y esto aumentó la permeabilidad de la arcilla y redujo su resistencia a la flexión.

10.6.5 Biocombustibles

Existen varias opciones biológicas y térmicas para la generación de energía basada en los LF. Estas tecnologías han estado recibiendo cada vez más atención, debido a la gran demanda de biocombustibles sostenibles. Las tecnologías incluyen: la digestión anaeróbica, que produce biogás, calor y digestato (lodos); la pirólisis o gasificación, que genera biocarbón, aceites y gases; la fabricación de biodiésel mediante fermentación o reacciones químicas sucesivas; y la incineración de los LF secos. Esta recuperación de energía aprovecha el potencial energético de la materia orgánica presente en los LF, pero se desperdician generalmente los nutrientes.

Biogás

La digestión anaeróbica de los LF genera una mezcla de compuestos gaseosos, llamada biogás (Tabla 10.4). La cantidad y composición del biogás depende de algunos parámetros operativos, como la estabilización de los LF, la DQO de los LF y la temperatura. Tiene un alto contenido de energía debido al alto valor calorífico de metano y, por lo tanto, puede ser usado como combustible. Puede ser aprovechado directamente en la cocina, pero se debe retirar el sulfuro de hidrógeno antes de su combustión en motores, para prevenir la corrosión. La Tabla 10.5 compara el valor energético del biogás al de otros combustibles comunes. Las instalaciones de digestión anaeróbica de gran y pequeña escala tienen los mismos requisitos de equipamiento, lo cual puede resultar demasiado costoso para aplicaciones pequeñas. Las instalaciones pequeñas también suelen ser más sensibles a cambios bruscos en las cargas y alteraciones en el proceso, comparadas con instalaciones grandes, que son más fáciles de manejar. La generación de electricidad a partir de biogás no es siempre práctica a pequeña escala. Por ejemplo, la digestión anaeróbica de una tonelada de desechos orgánicos municipales genera de 100 a 200 m^3 de biogás (Claassen *et al.*, 1999). Con una eficiencia de conversión de un 25 %, 1 m^3 puede producir 1,51 kWh de electricidad (Cuéllar y Webber, 2008). Por lo tanto, la digestión anaeróbica de una tonelada de desechos orgánicos puede producir un máximo de 320 kWh, suficiente para iluminar un foco de 100 W durante 132 días o 3.200 de estos focos durante una hora. En este caso, sería más factible quemar el biogás en la cocina que producir electricidad para la iluminación.

La fracción sólida restante de la digestión anaeróbica (digestato) también puede destinarse a cualquier de los usos finales de los LF, pero puede requerir un tratamiento adicional, según la opción elegida. El grado de destrucción de patógenos durante este proceso depende de la temperatura operativa: una digestión termofílica (>50 °C) reduciría ampliamente la abundancia de estos microbios perjudiciales, pero una de temperatura mesofílica (de 30 a 38 °C) no garantiza su inactivación. Al mantener el reactor bien mezclado también se contribuye a la mortandad de estos microorganismos, puesto que así se evita la formación de zonas inactivas en el reactor (Smith *et al.*, 2005).

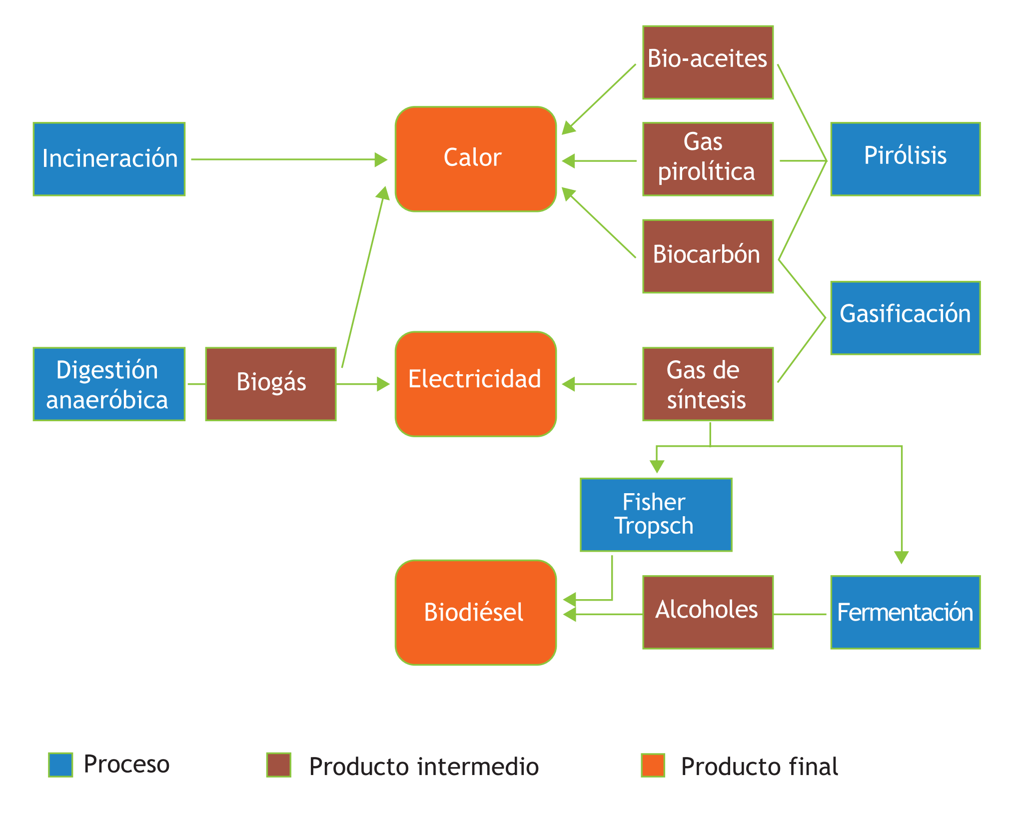


Figura 10.9 Alternativas para la recuperación de energía de los lodos fecales.

Incineración y co-combustión

La incineración es la combustión completa de la materia orgánica a altas temperaturas y puede servir como mecanismo de disposición o para la generación de calor o electricidad. La incineración de los lodos de aguas servidas es una práctica relativamente común en Europa y los EE.UU. Al quemar los lodos, se los convierte en cenizas que ocupan la décima parte del volumen, están compuestas principalmente de materia inorgánica y ya no contienen patógenos debido a las altas temperaturas (Werther y Ogada, 1999). Varios métodos existen para la incineración de LF y su co-combustión (Figura 10.10). Las cenizas restantes pueden desecharse en un lugar adecuado o pueden aprovecharse en la fabricación de materiales de construcción.

El valor calorífico de los lodos de aguas servidas varía generalmente entre 10 y 29 MJ/kg y existe un reporte de 17 MJ/kg para LF, similares all valor promedio para el carbón de 26 MJ/kg (Murray Muspratt *et al.*, 2014). Los LF pueden ser co-quemados con el carbón en estaciones generadoras de electricidad o en otras industrias, como hornos de cemento (Figura 10.11; Rulkens, 2008). La inyección directa de LF desaguados puede reducir las emisiones de NO_x de un horno de cemento en un 40 % (y del CO_2 en un 30 %), en comparación con la incineración de los lodos (Taruya *et al.*, 2002). El uso de los LF como combustible solo será económicamente sostenible si los beneficios financieros superan los costos monetarios y ambientales del secado previo.

Tabla 10.4 Los gases que se producen durante la digestión anaeróbica para formar el biogás (adaptado de Yadava y Hesse, 1981)

Gas	Fórmula	Porcentaje (%)
Metano	CH_4	50 a 70
Dióxido de carbono	CO_2	30 a 40
Hidrógeno	H_2	5 a 10
Nitrógeno	N_2	1 a 2
Vapor de agua	H_2O	0,3
Sulfuro de hidrógeno	H_2S	Mínimas cantidades

Tabla 10.5 Equivalencias en otros combustibles, de 1 m³ de biogás (a 15°C y presión atmosférica; adaptado de Bates, 2007)

Combustible	Equivalencia a 1m³ de biogás
Gasolina	0,53 – 0,75 L
Diésel	0,48 – 0,68 L
Leña	1,50 kg
Electricidad	1,51 kW/h
Gas licuado del petróleo	0,46 kg

La incineración emite gases contaminantes a la atmósfera y un sistema de limpieza del humo antes de su liberación en la atmosfera es generalmente muy caro (Rulkens, 2008). A pesar del alto contenido de nitrógeno en los LF, se ha demostrado que la emisión de óxidos nitrosos en su incineración es menor que con la del carbón. Las emisiones de dioxinas y furanos es menor en la incineración de LF que en la de desechos sólidos municipales (Werther y Ogada, 1999).

Pirólisis y gasificación

La pirólisis se basa en el calentamiento de un material orgánico en un ambiente sin oxígeno. La ausencia del oxígeno impide la combustión y así se generan algunos productos basados en el carbono que son diferentes a los que producen la incineración. Estos productos incluyen el biocarbón (también llamado biochar), ciertos aceites y algunos gases, cuyas cantidades dependen de la temperatura del proceso y la presencia de agentes gasificantes. A temperaturas mayores a 700°C, se produce la gasificación, lo cual favorece la producción de 'gas de síntesis' (H_2 y CO), mientras que en las temperaturas entre 350 y 500°C la pirólisis ocurre, con una mayor producción de biocarbón y otros gases (p.ej., CO_2 y CH_4). Tanto el biocarbón como el 'gas de síntesis' pueden ser utilizados como combustibles y los gases emitidos pueden ser recuperados (Rulkens, 2008). Se han reportado valores caloríficos del 'gas de síntesis' producido a partir de lodos de aguas servidas que son similares a los del gas producido con carbón mineral (7 a 9,5 MJ/m³; Domínguez *et al.*, 2006).

El biocarbón puede quemarse en hornos de igual manera que el carbón, pero se debe analizar si hay una producción neta de energía después de convertir los LF mojados en biocarbón. El biocarbón también puede aprovecharse como enmienda del suelo, aunque todavía existe algo de debate sobre sus beneficios. Como es altamente poroso, se considera que aumenta la extensión de superficie en los suelos, mejorando así la retención del agua y la capacidad de aeración (Chan *et al.*, 2007). Esta técnica se compara con la técnica de ciertos indígenas ancestrales en la Amazonía de crear suelos fértiles antropogénicos llamados 'terra preta' ('tierra negra' en portugués). Sin embargo, el biocarbón no aporta los nutrientes o materia orgánica de un compost, ya que estos se pierden en el proceso de pirólisis o gasificación. Pruebas de campo con biocarbón integrado en el suelo han generado tanto aumentos como disminuciones en la producción de las plantas, ya que puede absorber los nutrientes hasta casi agotarlos (Brown, 2011). Parece que su uso más benéfico es el de combustible, pero es necesario investigarlo más para entender sus propiedades, la influencia de diferentes condiciones de proceso y sus efectos sobre el suelo (Manyà, 2012). Hasta la fecha, se dispone únicamente de información sobre el biocarbón que se realiza con lodos de aguas servidas, no de LF, aunque se está actualmente analizando esto con el apoyo del programa 'El Desafío de Reinventar el Inodoro' (RTTC) de la Fundación Bill y Melinda Gates.

La pirólisis convencional es realizada con materiales relativamente secos (Figura 10.12), pero también existe la 'carbonización hidrotérmica' (HTC), otro tipo de pirólisis que permite tratar materiales húmedos. También llamada 'pirólisis hidratada', este proceso consiste en la degradación térmica de la biomasa, en la presencia de agua caliente a presión y la ausencia de oxígeno (Libra, 2011). El producto sólido de este proceso se llama 'hidrocarbón' (para distinguirlo del biocarbón que proviene de la pirólisis seca) y se ha reportado que su nanoestructura es altamente porosa, siendo excelente para fijar iones, retener el agua, absorber contaminantes

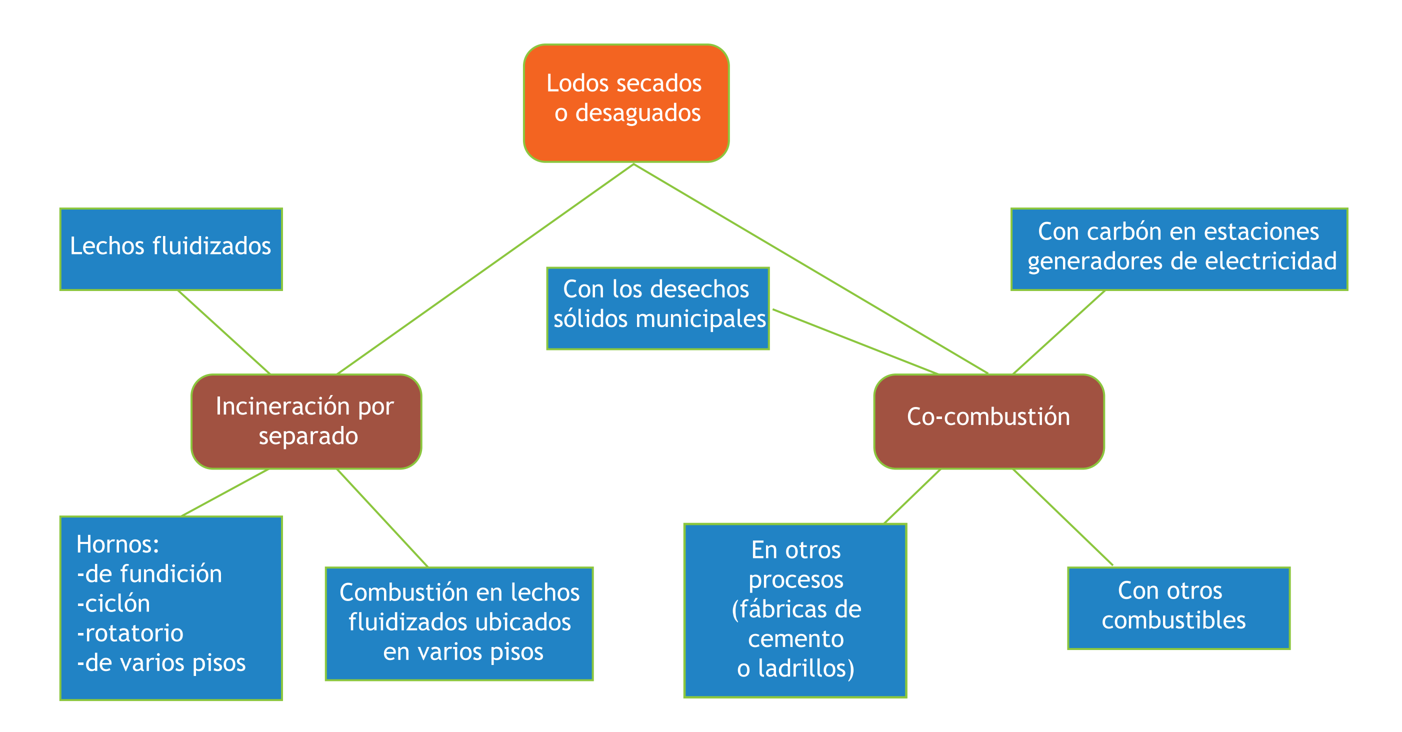


Figura 10.10 Diferentes alternativas para la combustión de los lodos fecales (adaptado de Werther y Ogada, 1999).

y para servir de 'andamio' para la fijación de partículas por parte de catalizadores (Titirici *et al.*, 2007). Berge *et al.* (2011) hicieron hidrocarbón a partir de digestato de lodos de aguas servidas y hallaron que su contenido carbónico era menor que el de la materia prima, lo que indica que la carbonización no fue plenamente efectiva. Posibles explicaciones de este resultado incluyen un paso hidrolítico inicial incompleto, el pH ligeramente alcalino del digestato, su estabilización, su menor vulnerabilidad a cambios en el contenido carbónico (Berge *et al.*, 2011). Se requiere más investigación acerca de HTC y sus aplicaciones en la degradación de la biomasa. Hasta ahora, se ha enfocado más atención en la pirólisis seca y el biocarbón, posiblemente debido al descubrimiento de los suelos de 'terra preta' (Berge *et al.*, 2011), pero también porque la HTC requiere temperaturas elevadas y alta presión.

La gasificación consiste en una serie de pasos térmicos y químicos: secado, pirólisis, oxidación y reducción (Dogru *et al.*, 2002), que genera 'gas de síntesis' con los siguientes constituyentes: monóxido de carbono (CO), dióxido de carbono (CO_2), hidrógeno (H_2) y otros gases en menores concentraciones. Posee un alto contenido energético y puede destinarse a la generación eléctrica o la producción de un combustible líquido mediante otros procesos. Se ha reportado que la gasificación rinde un 37 % más energía que la pirólisis (Nipattummakul *et al.*, 2010). Dogru *et al.* (2002) obtuvieron un gas con un valor calorífico de 4 MJ/m^3 en un experimento de laboratorio, con un gasificador de lecho fijo y flujo descendiente, que es difícil de aplicar en gran escala. Existen planes para la gasificación de lodos de aguas servidas, a escala industrial, con configuraciones de lechos fluidizados circulantes, que ya son comunes en aplicaciones con el carbón mineral (Ferrasse *et al.*, 2003).

El gas de hidrógeno puede convertirse en un combustible renovable valioso, con el potencial para operar motores o 'pilas de combustible', sin emisiones de gases de efecto invernadero. Bajo las condiciones operativas correctas, el hidrógeno constituye una gran parte del 'gas de síntesis' y se está investigando la optimización de estas condiciones. Se obtienen mayores volúmenes de hidrógeno en reactores con mayores temperaturas y se produce tres veces más de este elemento con la gasificación de lodos de aguas servidas con vapor de agua que con gasificación con aire normal (Nipattummakul *et al.*, 2010).



Figura 10.11 Un horno a escala piloto para quemar lodos fecales y calentar un aceite para fines industriales. Es un proyecto de FaME (Faecal Management Enterprises) y la Universidad Politécnica Thies en Senegal (foto: Linda Strande).

Otras alternativas para la producción de biocombustibles incluyen la conversión de 'gas de síntesis' en combustible para transporte. También se puede fermentar el gas de síntesis para producir alcoholes, como etanol. En fermentación con otros microorganismos, es factible convertirlo en hidrocarburos. Estos microorganismos son mesofílicos y, por lo tanto, los gases tienen que enfriarse antes de la fermentación. Además, es viable recuperar el calor durante el proceso de enfriamiento (Henstra *et al.*, 2007). Otra opción es aplicar el proceso Fischer-Tropsh para convertir el 'gas de síntesis' en biodiésel, mediante una cadena de reacciones químicas catalizadas por metales (cobalto, hierro, rutenio). Este proceso es complejo y sus aplicaciones están en las primeras etapas de comercialización (Srinivas *et al.*, 2007).

Biodiésel

El biodiésel es producido a partir de grasas y aceites, entonces es necesario extraer estos lípidos de los LF mediante varios procesos de extracción. Una vez aislados, los lípidos son sometidos a un proceso de trans-esterificación con alcohol catalizado por ácidos o bases. Los compuestos generados son ésteres alquílicos de ácidos grasos (es decir, metilo, propilo o etilo), que constituyen el biodiésel. Las principales barreras para la producción de biodiésel de los LF son la dificultad de extraer los lípidos de los lodos y el costo asociado (Kargbo, 2010).

El biodiésel puede utilizarse de manera similar al diésel convencional basado en combustibles fósiles. La temperatura de combustión de biodiésel es un poco menor a la del diésel hecho de petróleo, por lo tanto la potencia del vehículo disminuye en un 10 % cuando se usa biodiésel. Por otra parte, tiene grandes ventajas sobre el uso de diésel convencional, como una mayor vida útil del motor y menor contaminación del aire (Demirbas, 2009).

10.7 ¿QUÉ HACER CON LO QUE QUEDA EN LOS TAMICES?

Los tamices en el punto de entrada de los LF en la ETLF son primordiales para prevenir la obstrucción de las bombas y maquinarias, también para reducir la presencia de basura en los productos finales (Figura 10.13). Por desgracia, no hay muchas alternativas para la recuperación de recursos de estos sólidos que son hediondos, húmedos y pesados, además de albergar muchos patógenos. La mayor parte de ellos son biodegradables, pero en los países de bajos ingresos también suele haber una gran cantidad de basura (Troschinetz y Mihelcic, 2009). Asimismo, aparecen piedras, arena, hierro, madera y telas en diferentes proporciones.

La principal manera de deshacerse de estos sólidos es su disposición en rellenos sanitarios. Su incineración no es generalmente viable por la presencia de materiales inorgánicos, como piedras y arena. Una opción es su compostaje para tratar la parte orgánica, quizás en conjunto con desechos orgánicos domésticos para proveer suficiente material biodegradable (Koné *et al.*, 2007; Niwagaba, 2009). El compost final puede ser cernido para retirar la mayor parte los desechos inorgánicos.



Figura 10.12 El proyecto Iiribogo de gasificación a partir de hojas de choclo y aserrín, ubicado en el subcantón Muduuma, distrito Mpigi, Uganda (foto: Linda Strande).

10.8 BIBLIOGRAFÍA

Adamtey, N., Cofie, O., Ofosu-Budu, K.G., Ofosu-Anim, J., Laryea, K.B., Forester, D. (2010). Effect of N-enriched co-compost on transpiration efficiency and water-use efficiency of maize (zea mays L.) under controlled irrigation. Agricultural Water Management 97, p. 995-1005.

Alidadi, H., Parvaresh, A.R., Shamansouri, M.R., Pourmoghodas, H., Najafpoor, A.A. (2005). Combined compost and vermicomposting process in the bioconversion of sludge. Iranian Journal of Environmental Health Science & Engineering 2, p.251-254.

Asare, I., Kranjac - Berisavjevic, G., Cofie, O. (2003). Faecal Sludge Application for Agriculture in Tamale. Urban Agricultural Magazine 10, p.32-33.

Banegas, V., Moreno, J, L., Garcia, C., Leon, G., Hernandez, T. (2007). Composting anaerobic and aerobic sewage sludges using two proportions of sawdust. Waste Management 27, p.1317-1327.

Bates, L. (2007). Technologies that really work. Boiling Point 53. Available from http://stoves.bioenergylists.org/taxonomy/term/790.

Berge, N, D., Ro, K. S., Mao, J., Flora, J. R.V., Chappell, M. A., Bae, S. (2011). Hydrothermal carbonization of municipal waste streams. Environmental Science & Technology 45(13), p.5696-5703.

Brown, S.L. (2011). Climate change connections: Real Solutions Fill The Vacuum. Biocycle 52(1), p.51-56.

Cairncross, S., Feachem, R. (1983). Health aspects of waste re-use. Environmental Health Engineering in the Tropics, Second edition. p.205-213.

Chan, K.Y., van Zwieten, L., Meszaros, I., Downie, A., Joseph, S. (2007). Agronomic values of greenwaste biochar as a soil amendment. Soil Research 45(8), p.629-634.

Claassen, P.A. M., van Lier, J.B., Lopez Contreras, A.M., van Niel, E. W. J., Sijtsma, L., Stams, A.J.M., de Vries, S.S., Weusthuis, R.A. (1999). Utilisation of biomass for the supply of energy carriers. Springer Berlin/Heidelberg, Alemania.

Cuéllar, A, D., Webber, M,E. (2008). Cow power: the energy and emissions benefits of converting manure to biogas. Environmental Research Letters 3.3.



Figura 10.13 Ejemplo del material que los tamices separan de los lodos fecales afluentes en la Estación de Tratamiento de Lodos Fecales Niayes, en Dakar, Senegal (foto: Linda Strande).

Cofie, O.O., Agbottah, S., Strauss, M., Esseku, H., Montangero, A., Awuah, E., Koné, D. (2006). Solid-liquid separation of faecal sludge using drying beds in Ghana: Implications for nutrient recycling in urban agriculture. Water Research 40(1), p.75-82.

Cofie, O.O., Kranjac-Berisavljevic, G.,Drechsel, P.(2005).The use of human waste for peri-urban agriculture in Northern Ghana. Renewable Agriculture and Food Systems 20(2), p.73.

Danso, G., Fialor, S.C., Drechsel, P.(2002). Farmers' perception and willingness-to-pay for urban waste compost in Ghana. In: Almorza, D., Brebbia, C., Sales, D., Popov, V., eds, Waste Management and the Environment. Southampton, Gran Bretaña: WIT Press, p.231-241.

Demirbas, A. (2009). Progress and recent trends in biodiesel fuels. Energy Conversion and Management 50(1), p.14-34.

Diener, S., Semiyaga, S., Niwagaba, C., Muspratt, A., Gning, J.B., Mbéguéré, M., Ennin, J.E., Zurbrugg, C., Strande, L. (2014). A value proposition: resource recovery from faecal sludge – can it be the driver for improved sanitation? Resources Conservation & Recycling 88: 32–38. Disponible en: https://dx.doi.org/10.1016%2Fj.resconrec.2014.04.005

Diener, S., Zurbrügg, C., Tockner, K. (2009). Conversion of organic material by black soldier fly larvae: establishing optimal feeding rates. Waste Management & Research 27(6), p.603-610.

Domínguez, A., Menendéz, J.A., Inguanzo, M., Pís, J.J. (2006). Production of bio-fuels by high temperature pyrolysis of sewage sludge using conventional and microwave heating. Bioresource technology 97(10), p.1185-1193.

Dogru, M., Midilli, A., Howarth, C.R. (2002). Gasification of sewage sludge using a throated downdraft gasifier and uncertainty analysis, Fuel Processing Technology 75, p.55–82.

Drangert, J-O. (1998). Fighting the urine blindness to provide more sanitation options. Water SA 24(2) p.157-164.

Dreschel, P., Scott, C., Raschid-Sally, L., Redwood, M., Bahri, A. (2000). Wastewater Irrigation and Health: Assessing and Mitigating Risk in Low-income Countries. Earthscan, IWMI e IDRC.

Ferrasse, J.-H., Seyssiecq, I., Roche, N. (2003) Thermal gasification: a feasible solution for sewage sludge valorisation? Chemical Engineering and Technology 23 (9), p.941-945.

Harrison, J., Wilson, D. (2011). Towards Sustainable Pit Latrine Management Through LaDePa, WISA 2012, 2011.

Heinss, U., Larmie, S.A., Strauss, M. (1998). Solids Separation and Pond Systems for the Treatment of Faecal Sludges in the Tropics.05/98. Dubendorf, Switzerland: EAWAG/SANDEC.

Henry, C., Sullivan, D., Rynk, R., Dorsey, K., Cogger, C. (1999). Managing nitrogen from biosolids. Seattle, Washington, EE.UU.: Washington State Department of Ecology.

Henstra, A.M., Sipma, J., Rinzema, A., Stams, A.J. (2007). Microbiology of synthesis gas fermentation for biofuel production. Current Opinion in Biotechnology 18(3), p.200-206.

Hogg, D., Barth, J., Favoino, E., Centemero, M., Caimi, V., Amlinger, F., Devliegher, W., Brinton, W., S. Antler, S. (2002). Comparison of compost standards within the EU, North America and Australasia. The Waste and Resources Action Programme, Oxon, Gran Bretaña, p.1-97.

Jimenez, B., Chavez, A., Barrios, J. E., Perez, R. (2000). Impact and potential of reused water in the Mezquital Valley, Water 21, p.34-36

Jordán, M. M., Almendro-Candel, M. B., Romero, M., Rincón, J. M. (2005). Application of sewage sludge in the manufacturing of ceramic tile bodies. Applied Clay Science 30(3–4), p.219-224.

Kargbo, D.M. (2010). Biodiesel Production from Municipal Sewage Sludges. Energy and Fuels 5, p.2791-2794.

Kays, J.S., Flamino, E.J., Felton, G., Flamino, P.D. (2000). Use of deep-row biosolids applications to grow forest trees: a case study. In C.L. Henry, R.B. Harrison, R.K. Bastian (Eds.). The Forest Alternative: Principles and Practice of Residuals Use, p.105-110. Seattle, Washington, EE.UU.: University of Washington, College of Forest Resources.

Kengne, I.M., Kengne, E.S., Akoa, A., Bemmo, N., Dodane, P.-H., Koné, D., (2011). Vertical-flow constructed wetlands as an emerging solution for faecal sludge dewatering in developing countries. Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development 1(1), p.13-19.

Kengne, I.M., Akoa, A.A., Soh, E.K., Tsama, V., Ngoutane, M.M., Dodane, P.H., Koné, D. (2008). Effects of faecal sludge application on growth characteristics and chemical composition of *Echinochloa pyramidalis* (Lam.) Hitch. and Chase and Cyperus papyrus L. Ecological Engineering 34(3), p.233-242.

Kengne, I.M., Akoa, A., Koné, D. (2009). Recovery of biosolids from constructed wetlands used for faecal sludge dewatering in tropical regions. Environmental Science and Technology 43(17), p.6816-6821.

Keraita, B., Konradsen, F., Drechsel, P. (2010). Farm-based measures for reducing microbiological health risks for consumers from informal wastewater-irrigated agriculture. In: Drechsel, P., Scott, C., Raschid-Sally, L., Redwood, M., Bahri, A. Wastewater Irrigation and Health: Assessing and Mitigating Risk in Low-income Countries. Londres, Gran Bretaña: Earthscan. p. 189-208.

Koné, D., Cofie, O., Zurbrugg, C., Gallizzi, K., Moser, D., Drescher, S., Strauss, M. (2007). Helminth eggs inactivation efficiency by faecal sludge dewatering and co-composting in tropical climates. Water Research 41(19), p.4397-4402.

Koottatep, T., Polprasert, C., Hadsoi, S. (2005a). Nutrient Recycling and Treatment of Faecal Sludge through Constructed Wetlands and Sunflower Plant Irrigation, Proceedings of the International Forum on Sustainable Techniques for Wastewater Management between Thailand and Taiwan ROC, p.26-29.

Koottatep, T., Surinkul, N., Polprasert, C., Kamal, A.S.M., Koné, D., Montangero, A., Heinss, U., Strauss, M. (2005b). Treatment of septage in constructed wetlands in tropical climate: lessons learnt from seven years of operation. Water Science and Technology 51(9), p.119-126.

Libra, J.A., Kyoung, S.R., Kammann, C., Funke, A., Berge, N.D., Neubauer, Y., Titirici, M.M., Fühner, C., Bens, O., Kern, J., Emmerich, K.-H. (2011). Hydrothermal carbonization of biomass residuals: a comparative review of the chemistry, processes and applications of wet and dry pyrolysis, Biofuels 2(1), p.89–124.

Lin, Y., Zhou, S., Li, F., Lin, Y. (2012).Utilization of municipal sewage sludge as additives for the production of ecocement. Journal of Hazardous Materials, 213–214, p.457-465.

Manyà, J. J. (2012). Pyrolysis for Biochar Purposes: A Review to Establish Current Knowledge Gaps and Research Needs. Environmental Science and Technology 46 (15), p.7939–7954.

Montresor, A., Crompton, D.W.T., Hall, A., Bundy, D.A.P., Savioli, L. (1998). Guidelines for the evaluation of soil-transmitted helmintiasis and schistosomiasis at community level. Organización Mundial de la Salud. Disponible en: http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/63821/1/WHO_CTD_SIP_98.1.pdf?ua=1

Murray Muspratt, A., Nakato, T., Niwagaba, C., Dione, H., Kang, J., Stupin, L., Regulinski, J., Mbéguéré, M., Strande, L. (2014). Fuel potential of faecal sludge: calorific value results from Uganda, Ghana and Senegal. Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development 4(2): 223–230. Resumen disponible en: http://www.iwaponline.com/washdev/004/washdev0040223.htm

Ndegwa, P.M., Thompson, S.A. (2000). Effects of C-to-N ratio on vermicomposting of biosolids, Bioresource Technology 75(1), p.7-12.

Nguyen, H.D. (2010). Decomposition of organic wastes and fecal sludge by black soldier fly larvae. School of Environment, Resources and Development. Asian Institute of Technology, Thailand, p.75.

Nikiema, J., Cofie, O., Impraim, R., Dreschel, P. (2012). Fortified Excreta Pellets for Agriculture. Conference Proceedings – 2nd International Faecal Sludge Management Conference, Durban, Sudáfrica, 29-31 de octubre, 2012.

Nipattummakula, N., Ahmeda, I., Kerdsuwan, S., Guptaa, A. K. (2010). High temperature steam gasification of wastewater sludge. Applied Energy 87(12), p.3729-3734.

Niwagaba, C. (2009). Treatment technologies for human faeces and urine. PhD Thesis, Doctoral Thesis No. 2009: 70. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Suecia. ISBN 978-91-576-7417-3.

OMS. (2006). Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. Volume 4. Excreta and greywater use in agriculture. Organización Mundial de la Salud (OMS), Ginebra, Suiza. ISBN 92 4 154685 9.

Rulkens, W. (2008). Sewage Sludge as a Biomass Resource for the Production of Energy: Overview and Assessment of the Various Options. Energy & Fuels 22(1), p.9-15.

Rodríguez, N.H., Granados, R.J., Blanco-Varela, M.T., Cortina, J.L., Martínez-Ramírez, S., Marsal, M., Guillem, M., Puig, J., Fos, C., Larrotcha, E., Flores, J. (2011). Evaluation of a lime-mediated sewage sludge stabilisation process. Product characterisation and technological validation for its use in the cement industry. Waste Management 32(3), p.550-60.

Sheppard, C.D., Newton, L.G., Thompson, S.A., Savage, S. (1994). A value added manure management system using the black soldier fly. Bioresource Technology 50(3), p.275-279.

Smith, S.R., Lang, N.L., Cheung, K.H.M., Spanoudaki, K. (2005). Factors controlling pathogen destruction during anaerobic digestion of biowastes. Waste Management 25(4), p.417-425.

Srinivas, S., Malik, R.K., Mahajani, S.M. (2007). Fischer-Tropsch synthesis using bio-syngas and CO_2. Energy for Sustainable Development 11(4), p.66-71.

St-Hilaire, S., Sheppard, C., Tomberlin, J.K., Irving, S., Newton, L., McGuire, M.A., Mosley, E.E., Hardy, R.W., Sealey, W. (2007). Fly Prepupae as a Feedstuff for Rainbow Trout, Oncorhynchus mykiss. Journal of the World Aquaculture Society 38(1), p.59-67.

Still, D., Taylor, C. (2011). Simple sludge disposal with benefits? Deep-row entrenchment with agroforestry. What happens when the pit is full? FSM Seminar report, 14-15 March 2011, WINSA, p.29-30.

Strauss, M. (2000). Human Waste (Excreta and Wastewater) Reuse. ETC/SIDA Bibliography on Urban Agriculture. EAWAG/SANDEC: Duebendorf, Suiza.

Taruya, T., Okuno, N., Kanaya, K. (2002). Reuse of sewage sludge as raw material of Portland cement in Japan. Water Science and Technology 46(10), p.255-258.

Tine D., 2009. Traitement de boues de vidange de systèmes d'assainissement autonome à Dakar (Sénégal): Etude d'une phase d'acclimatation de deux espèces utilisées pour le traitement des boues de vidange domestiques. Mémoire de DEA en Sciences de l'environnement. Institut des Sciences de l'Environnement, Université Cheikh Anta Diop de Dakar, Senegal.

Titirici, M.M., Thomas, A., Antonietti, M. (2007). Back in the black: hydrothermal carbonization of plant material as an efficient chemical process to treat the CO_2 problem? New Journal of Chemistry 31(6), p.787-789.

Troschinetz, A.M., Mihelcic, J.R. (2009). Sustainable recycling of municipal solid waste in developing countries. Waste Management 29(2), p.915-931.

US EPA (1999). Biosolids Generation, Use, and Disposal in The United States. U.S. Environmental Protection Agency, Municipal and Industrial Solid Waste Division Office of Solid Waste EPA 530-R-99-009. Disponible en http://www.epa.gov/compost/pubs/biosolid.pdf.

Werther, J., Ogada, T. (1999).Sewage sludge combustion. Progress in Energy and Combustion Science 25(1), p.55-116.

Yadava, L.S., Hesse, P.R. (1981): The Development and Use of Biogas Technology in Rural Areas of Asia (A Status Report 1981). Improving Soil Fertility through Organic Recycling. Food and Agriculture Organization (FAO) and United Nations Development Program (UNEP).

Preguntas para el Estudio de este Capítulo

1. Identifique, al menos, seis alternativas para la recuperación de recursos de los LF, las tecnologías de tratamiento asociadas y sus ventajas y desventajas.
2. Describa diferentes maneras de realizar el compostaje, junto con sus ventajas y desventajas.
3. Compare los beneficios y limitaciones de utilizar el biocarbón como enmienda del suelo con los de su uso como combustible.



Gestión

Capítulo 11

Operación, Mantenimiento y Monitoreo de una Estación de Tratamiento de Lodos Fecales

Magalie Bassan y David M. Robbins

Gestión

Objetivos de aprendizaje

- Comprender la importancia y el papel de operaciones y mantenimiento en las estaciones de tratamiento de lodos fecales (ETLF).
- Comprender los factores críticos de operaciones y mantenimiento que deben tomarse en cuenta a partir de las fases de diseño y planificación.
- Poder diseñar un plan eficaz de monitoreo, operación y mantenimiento, para asegurar un rendimiento adecuado en el tratamiento.
- Comprender la función de la gestión administrativa en la operación a largo plazo de las ETLF.

11.1 INTRODUCCIÓN

Las estaciones de tratamiento de lodos fecales requieren actividades de operación y mantenimiento (OyM) continuas y apropiadas para asegurar su funcionalidad a largo plazo. Las actividades de OyM ocurren en los puntos de contacto entre los marcos técnico, administrativo e institucional que permiten la función sostenida de las ETLF. "Operación" se refiere a todas las actividades requeridas para asegurar que una ETLF preste los servicios de tratamiento para los que fue diseñada y "mantenimiento" se refiere a todas las actividades que aseguran la operación a largo plazo del equipo y la infraestructura (Bräustetter, 2007). La OyM adecuada de las ETLF requiere que se realice una serie de tareas cruciales que deben llevarse a cabo independientemente del tamaño de la estación y su complejidad tecnológica (Figura 11.1). Contar con personal calificado para realizar estas tareas oportunamente y en conformidad con las mejores prácticas maximizará el valor de la ETLF y asegurará su rendimiento a largo plazo.

Muchas ETLF colapsan luego de su construcción, sin importar la elección de su tecnología o la calidad de su infraestructura. Las razones del colapso no se investigan siempre, pero las explicaciones que suelen darse tienen que ver con su baja capacidad operativa (Fernandes *et al.*, 2005; Lennartsson *et al.*, 2009; Koné, 2010; HPCIDBC, 2011) y la falta de los recursos financieros para poder realizar las tareas de OyM (Koné, 2002). De estos colapsos, se aprende que la OyM debe considerarse como un componente integral de todos los costos



Figura 11.1 Limpieza de los tamices en una estación de tratamiento de lodos fecales en Dakar, Senegal; esta actividad es imprescindible en cada turno para mantener el sistema operativo (foto: Linda Strande).

del ciclo de vida de la estación y que es imprescindible brindar capacitación a sus operadores. Además, el plan de OyM debe incorporarse en el proceso de diseño y someterse a una revisión y aprobación apropiadas, juntamente con los planes de ingeniería. Esto ayudará a asegurar que la OyM se integre plenamente en la estación una vez que se complete la construcción y se inicie la operación.

Se requieren insumos financieros, técnicos y gerenciales para asegurar la operación continua de las ETLF, incluso las más sencillas. Los procedimientos que establecen cómo la estación y sus equipos serán utilizados se documentan en varios planes de OyM, programas de monitoreo, informes, diarios de registro y planes de salud y seguridad, que definen las tareas paso a paso del personal para asegurar su funcionamiento a largo plazo. Aunque muchas actividades de OyM son específicas para un determinado proceso, otras son comunes para todas las estaciones y, por lo tanto, todos los planes de OyM deben incluir la siguiente información:

- Procedimientos para recibir y descargar los lodos fecales (LF) en la ETLF;
- Operación de tecnologías específicas para que funcionen según su diseño;
- Programas de mantenimiento de los equipos para asegurar su operación a largo plazo y evitar los colapsos;
- Procedimientos de monitoreo e informes;
- Manejo de los productos finales del tratamiento;
- Manejo de los aspectos de salud y seguridad para la protección del personal y del ambiente;
- Estructura organizacional, distribución y gestión de los aspectos administrativos; y
- Procedimientos para el almacenamiento descentralizado de los LF en los barrios y el transporte hasta la ETLF.

El grado de organización requerido en cualquier ETLF específica depende de su tamaño y capacidad de tratamiento. Posiblemente los sistemas pequeños que reciben pocas cargas de LF por semana necesitarán un solo operador y, por lo tanto, tienen planes relativamente sencillos de OyM, mientras que los sistemas

municipales grandes que reciben cargas de LF las 24 horas, todos los días, son más complejos y requieren más personal, incluyendo diferentes tipos de operadores y trabajadores de mantenimiento. Este capítulo analiza el proceso de planificación de la OyM así como los componentes específicos del respectivo Plan. Hace referencia a los procedimientos y tareas que son comunes para todas las ETLF, así como consideraciones para algunas tareas específicas de ciertas tecnologías.

11.2 INTEGRACIÓN DE OyM EN EL PROCESO DE PLANIFICACIÓN DE LA ESTACIÓN

Hay varios factores importantes que se deben considerar al planificar una ETLF, los cuales tendrán un impacto directo sobre la OyM y el monitoreo. Incluyen tanto los aspectos clásicos de ingeniería de la integración de tecnología, como otros asuntos de la gestión institucional definidos por el programa de MLF. Ya que los aspectos de OyM son tan importantes para el éxito general a largo plazo del programa, la planificación de OyM y su financiación deben incluirse en los términos de referencia para el diseño de cada ETLF (Fernandes *et al.*, 2005; Lüthi, 2011). Además, debe revisarse y aprobarse juntamente con los diseños y especificaciones de ingeniería, incluyendo los siguientes aspectos:

- Ubicación de la ETLF y su proximidad a zonas residenciales;
- Volúmenes y cronogramas de la recolección de los LF;
- Disponibilidad de los recursos locales;
- Grado de mecanización de las tecnologías; y
- Uso o disposición final de los productos finales.

11.2.1 Ubicación de la estación

La ubicación de una ETLF es un aspecto crucial al diseñar un plan de OyM. Las ETLF suelen asociarse con molestias como olores, moscas, zancudos y ruido. Por esa razón, las estaciones ubicadas cerca de zonas residenciales deben instalar controles preventivos, los cuales tienen implicaciones en la OyM. Algunos ejemplos incluyen las ETLF que utilizan piscinas de estabilización de los desechos que están ubicadas cerca de zonas residenciales, para las cuales es importante controlar los zancudos. Para las ETLF ubicadas donde sus vías de acceso atraviesan zonas residenciales, se deben controlar el ruido y el polvo que producen los camiones.

Otros factores específicos de los sitios que podrían influir en las actividades y los costos de OyM incluyen:

- Las condiciones del suelo, como su profundidad y capacidad de soportar el peso, que podrían impactar en la selección e instalación de los equipos;
- El nivel freático del agua subterránea, por la posible contaminación de pozos de agua cercanos y por su posible infiltración en los tanques de tratamiento, lo que afectaría los equipos de bombeo y el manejo de sólidos; y
- Las aguas superficiales y los riesgos de inundación, que podrían impedir el acceso al sitio durante las temporadas de lluvias, afectar las instalaciones mediante la erosión, paralizar el secado de lodos o acarrear contaminación al ambiente.

11.2.2 Volúmenes y horarios de entrega de lodos fecales

El volumen de LF que se recolecta y entrega a la estación de tratamiento, así como sus tiempos de operación, tendrán un impacto significativo en los costos y requisitos de OyM. Los hábitos o eventos culturales pueden influir en los volúmenes que se descargan en la ETLF en diferentes épocas del año. Asimismo, la variabilidad estacional de los volúmenes influye en los requisitos de personal para OyM. Los sistemas más grandes que funcionan todos los días tendrán requisitos muy diferentes del personal que aquellos que operan de manera intermitente.

La distribución del volumen de LF que se recibe en la estación a largo del día es de crucial importancia para el proceso de planificación, ya que los caudales altos o bajos, fuera de los valores de diseño para el sistema de tratamiento, pueden tener un gran impacto en la eficiencia operativa. Por lo tanto, la fase inicial de



Figura 11.2 Mantenimiento de la flota de camiones aspiradores de lodos fecales en la ciudad de Dumaguete, Filipinas (foto: David M. Robbins).

planificación deberá asegurar que la tecnología elegida sea apropiada para las condiciones locales y que sea dimensionada correctamente para dar cabida a los volúmenes previsibles y sus fluctuaciones respectivas. Los arreglos institucionales para coordinar estrechamente las actividades entre los propietarios de las estaciones y los responsables de la recolección y el transporte de los LF podrán ayudar a abordar estas cuestiones.

11.2.3 Disponibilidad de los recursos locales

La disponibilidad de los recursos locales no solo influye en los aspectos que determinan el costo de la construcción (p.ej., la selección de la tecnología y de los materiales de construcción), sino también en los costos de los requisitos para la OyM. Los aspectos de recursos locales que deben considerarse desde la perspectiva de OyM incluyen la disponibilidad de los siguientes:

- Repuestos y herramientas;
- Materiales consumibles (p.ej., productos químicos para la floculación);
- Servicios básicos confiables, como de agua y electricidad;
- Recursos humanos capacitados para operar la estación correctamente;
- Laboratorios locales que pueden requerirse para los programas de monitoreo; y
- Empresas contratistas locales para ayudar con las tareas periódicas que pueden requerir mucha mano de obra o destrezas muy específicas.

Idealmente, deben utilizarse equipos que pueden mantenerse y repararse dentro del país. Si no existe un proveedor local, se debe asegurar que los servicios de entrega y reparación de afuera sean ágiles o mantener en inventario suficientes repuestos en la estación. Por ejemplo, los poderosos camiones aspiradores que

se necesitan para vaciar los tanques de sedimentación y espesamiento requieren destrezas específicas de mantenimiento, las que en muchos casos no están disponibles en los talleres mecánicos locales (Figura 11.2). Por lo tanto, se recomienda elaborar contratos durante el proceso de adquisición de equipos para definir los servicios de reparación, por ejemplo, el mantenimiento anual de los camiones aspiradores. Al diseñar las ETLF que requieren insumos consumibles para sus procesos (p.ej., cal o cloro), se deben evaluar los costos y la disponibilidad de estos, así como los requisitos para su almacenamiento seguro. Otros aspectos que impactan en los costos de OyM incluyen los procedimientos para la operación de emergencia cuando falte la energía o el agua, así como los costos de envío de las muestras requeridas durante los análisis de laboratorio. Por ello, se debe seleccionar la tecnología no solo basándose en los costos de instalación, sino también los costos de OyM.

11.2.4 Grado de mecanización

El grado de mecanización de la ETLF depende de la disponibilidad de repuestos, de energía eléctrica y de operadores capacitados. Cuando estos factores están limitados, podrían ser preferibles las opciones de tecnologías pasivas, como lechos de secado y piscinas de estabilización. Si la disponibilidad de energía es intermitente, las tecnologías que utilicen sistemas manuales deben preferirse en lugar de los mecánicos, siempre que sea posible. Por ejemplo, los tamices pueden despejarse manualmente o con un rastrillo mecánico; el lodo seco puede transportarse con una pala mecánica o con una carretilla; y los pequeños montículos de compostaje pueden manejarse manualmente para su aireación, mientras que los grandes necesitan manipulación mecánica.

11.2.5 Uso o disposición final de los productos de tratamiento

La utilización o disposición de los productos finales influye en las tecnologías y los procesos necesarios para lograr el grado de tratamiento requerido (Capítulo 10). Esto, a su vez, tiene un impacto significativo en los costos y grados de destrezas requeridas para operar y mantener los equipos. En una ETLF sencilla, en la que se secan los lodos para desecharse en un relleno sanitario o quemarse como combustible (usos que no requieren mucha reducción de patógenos), es posible aplicar tratamientos menos rigurosos, con menos costos de OyM, a comparación de sistemas que generen productos finales que se aplican en cultivos de alimentos que serán ingeridos directamente sin cocinarlos (p.ej., verduras para ensaladas). Un factor clave en el diseño de la tecnología de una ETLF es determinar si el valor asociado con las actividades de uso final justifica los costos de la tecnología y OyM requeridos para lograr los grados de tratamiento necesarios. Comprender los costos asociados con las tareas específicas de OyM y monitoreo para los diferentes usos finales ayuda en la planificación de un programa de MLF.

11.3 RECEPCIÓN DE LODOS FECALES EN LA ESTACIÓN

Es importante considerar la distribución del tráfico y el manejo de la circulación de los camiones que ingresan y salen de la ETLF para maximizar la eficiencia de los procesos de recepción y descarga. Esto implica:

- Control de tráfico; y
- Aprobación de los LF para su descarga en la estación.

Estos aspectos se analizan en las siguientes secciones.

11.3.1 Control de tráfico

En las estaciones que se ocupen con poca frecuencia, el control del tráfico no suele ser un problema. En la mayoría de los casos, se requiere personal en estas estaciones principalmente para aprobar la descarga y guiar la circulación de los camiones. Por otro lado, en las estaciones con mucho movimiento, donde los camiones aspiradores (u otros que entregan los lodos) pueden estar compitiendo para descargarse, los empleados operativos pueden ayudar a facilitar la descarga ágil al dirigir y apoyar a los choferes y así evitar los accidentes.

El control del tráfico se simplifica mediante una configuración bien diseñada de la estación. Las vías de acceso que permiten que los vehículos continúen después de descargar, en lugar de tener que dar la vuelta, son más eficientes y seguras. Las estaciones de descarga mecanizadas que registran la identificación de cada chofer y su

volumen de descarga también pueden reducir los costos de OyM en las estaciones con mucho movimiento. Al planificar las vías, se debe considerar el radio de giro y el peso de los camiones más grandes que utilizarán la estación. Además, las áreas de descarga y estacionamiento de camiones deben ser planas y las vías de acceso deben tener una gradiente máxima del 3 %.

11.3.2 Aprobación de lodos fecales para su recepción

Los desechos de diferentes fuentes pueden tener características muy distintas, que podrían influir en la operación de la ETLF. Los LF de residencias (p.ej., de letrinas de pozo o tanques sépticos) suelen estar relativamente libres de sustancias químicas tóxicas, pero los LF de restaurantes pueden tener grandes cantidades de grasas y aceites, especialmente si no tienen trampas de grasa o estas no funcionan bien. Asimismo, los LF de mecánicas automotrices, establecimientos de lavado en seco, hospitales u otros contextos comerciales o institucionales pueden contener materiales tóxicos que perjudicarían el proceso de tratamiento. En las áreas que tienen gran número de entidades comerciales, se recomienda que las ETLF apliquen flujos paralelos de tratamiento, uno para manejar lodos de residencias y otro para los de sitios comerciales.

Dependiendo del marco institucional y la configuración entre los actores a cargo de la recolección, el transporte y tratamiento, puede utilizarse un sistema de actas de entrega para registrar el origen, volumen y las características especiales de los LF. Puede completarse un formulario en el origen de los LF, firmado por el propietario (Figura 11.3). Cuando los camiones traen LF de varias estructuras descentralizadas, el formulario debe incluir esta información. Entonces el chofer lleva el acta y la presenta en la ETLF para su revisión por los empleados operativos antes de la descarga. Una vez que esté aprobada la carga, entonces el operador firma el acta y se la devuelve al chofer como constancia de que los lodos fueron descargados en la estación.

Los operadores de las ETLF deben capacitarse en la inspección física de las muestras de lodos. En caso de alguna duda sobre el origen de la carga, deben tomarse muestras e inspeccionarlas en cuanto a su color, olor y la presencia de grasa o aceite. Los LF de fuentes residenciales tienen su apariencia visual distintiva, así como

Formulario del acta de entrega

Origen de los Lodos fecales

Nombre (propietario de la vivienda)

Dirección

Fecha y hora de la recolección

Fuente y volumen de los lodos

Fuente	Marque uno	Volumen (metros cúbicos)
Residencial		
Comercial o industrial		
Institutional		
Estación de depuración de aguas residuales		

Con los desechos comerciales o industriales se deben tomar muestras y realizar ensayos antes de descargarlos en la estación de tratamiento para asegurar que el material no contamine su proceso. Esta contaminación puede deberse a grasas, aceites, metales y sustancias químicas.

Descripción de los desechos comerciales e industriales

Vaciador o transportista

Operador o compañía	
Dirección	
Tipo de vehículo	
Número de placa	
Nombre del chofer	
Firma	
Número de la licencia de manejo del chofer	
Nombre de acompañante	

Aprobado por el representante autorizado

(Nombre y firma)

Figura 11.3 Formulario del acta de entrega que identifica el origen y el volumen de los lodos fecales, junto con los datos del chofer (adaptado del Departamento de Salud de las Filipinas, 2008).

la tienen las cargas contaminadas con un exceso de grasa y aceite. Las cargas que no se ajustan a las normas establecidas deben rechazarse si la segregación no es posible.

11.4 PLANES DE OyM

El plan de OyM proporciona los detalles sobre las tareas, materiales, equipos, herramientas y procedimientos de muestreo, monitoreo y seguridad que son necesarios para que la estación funcione bien. Estos tienen implicaciones para los costos que se deben considerar detenidamente.

11.4.1 Procedimientos Operativos

Las ETLF requieren procedimientos operativos claros. Por lo tanto, los planes de OyM deben incluir un manual de operación con la siguiente información:

- Dibujos de la ingeniería y las especificaciones de la ETLF;
- Manuales de operación de los equipos;
- Lista de las personas responsables de cada tarea;
- Frecuencia de cada actividad;
- Procedimientos de operación y herramientas requeridas para realizar la tarea;
- Medidas de seguridad requeridas; y
- Información que se debe monitorear y registrar.

Si se requieren sustancias químicas u otros insumos consumibles para la operación de un componente específico, también deben enumerarse juntamente con el nombre de su proveedor e información sobre cómo se deben utilizar y guardar. Si algunas de las actividades operativas requieren acudir a compañías externas, o si una compañía de transporte hace falta para descargar los productos finales, el manual de operación también debe incluir su información de contacto y descripción. El manual de operación también debe tener una sección especial para los requisitos operativos de emergencia o no rutinarios. Deben planificarse los procedimientos para casos específicos, como los eventos climáticos extremos, los apagones eléctricos, la sobrecarga, la rotura de una bomba, tanque o canal y otros accidentes. Todos los procedimientos dispuestos en el manual de operación deben elaborarse en conformidad con las leyes y normas de la localidad.

Todas las tecnologías de tratamiento descritas de los Capítulos 5 al 9 requieren el control de los siguientes aspectos:

- Retiro de los materiales que taponan los tamices;
- Carga (cantidad, calidad y frecuencia);
- Procesamiento (p.ej., mezclar los montículos de compost, añadir sustancias químicas para el secado mecánico);
- Tiempo de retención;
- Extracción, tratamiento adicional o disposición final de los productos finales sólidos;
- Recolección y tratamiento adicional o disposición final de los productos finales líquidos; y
- Almacenamiento y venta de los productos finales.

Los procedimientos operativos deben tomar en cuenta el clima y las demás variables que dependen del contexto. El tiempo de secado o de retención podrá variar ampliamente entre los periodos de sequía y de lluvias intensas. Los eventos de lluvia también podrán aumentar los volúmenes de LF entregados en la ETLF si las estructuras de saneamiento descentralizado no fueron construidas adecuadamente, debido a la escorrentía o incrementos en el nivel de las aguas freáticas. Entonces, las actividades operativas en la ETLF podrán planificarse para tomar en cuenta estos aspectos. Por ejemplo, se podría desyerbar las malezas y cosechar las plantas cultivadas en los lechos de secado con plantas durante una temporada seca, cuando potencialmente haya menos LF que tratar y el tiempo de secado sea más corto.

El procedimiento operativo también debe tomar en cuenta las características de los LF (p.ej., su viscosidad, cantidad de basura, grado de estabilización) y el grado de tratamiento requerido. La información recopilada por el sistema de monitoreo también necesita considerarse para mejorar el procedimiento operativo y la planificación respectiva. Por ejemplo, la frecuencia de la extracción del lodo de un tanque de sedimentación y espesamiento o de una laguna de estabilización de desechos puede regularse según la cantidad observada de acumulación de lodos a través del tiempo.

11.4.2 Procedimientos de mantenimiento

Hay dos tipos principales de actividades de mantenimiento: el preventivo y el reactivo. Los programas bien planificados de mantenimiento preventivo suelen evitar las intervenciones reactivas, quedando solo las situaciones de emergencia, que en muchos casos son más costosas y complejas. Los colapsos de componentes de las ETLF pueden producir el fracaso de todo el sistema o su incumplimiento de las normas. Por lo tanto, cada componente de la ETLF tiene requisitos específicos de mantenimiento preventivo que se deben describir detalladamente en un plan de mantenimiento, incluyendo las tareas, su frecuencia y los procedimientos paso a paso para realizarlas, incluyendo su inspección. La inspección física realizada a intervalos programados es importante para que los operadores busquen indicadores específicos como alambres con el aislamiento roto, hormigón con grietas y tubos descoloridos y quebradizos, para identificar las necesidades del mantenimiento preventivo.

El plan de mantenimiento debe guiarse por el contexto local, el clima y la información de monitoreo específica del caso. Por ejemplo, las ETLF en la costa pueden requerir pintura y control de corrosión más frecuentes debido a la salinidad en el aire, en comparación con una estación similar pero ubicada lejos de la costa. Los detalles de las tareas incluyen los equipos, las herramientas, el tiempo y los suministros requeridos para llevarla a cabo. Una vez realizada, los detalles de la tarea deben anotarse en el diario de registro de mantenimiento de los equipos o en la base de datos, incluyendo cualquier dificultad que haya surgido.

Las tareas frecuentes de mantenimiento incluyen:

- Control de corrosión (raspar el óxido, pintar las superficies metálicas y reparar el hormigón dañado);
- Extracción de los lodos y sólidos gruesos de los tanques y canales;
- Cambiar los empaques, abrir y cerrar las válvulas (es decir, ubicar y mantenerlas totalmente funcionales);
- Lubricar los equipos mecánicos, como bombas, centrífugas o camiones de vaciado; y
- Realizar el aseo, incluyendo la recolección de basura y el desyerbe.

11.5 GESTIÓN DE BIENES

El manejo de los activos es un enfoque integral en el mantenimiento de las ETLF, para maximizar su eficacia a largo plazo, con el menor costo posible. Los rubros de gastos en la vida útil de un bien incluyen:

- Inversión para adquirirlo e instalarlo;
- Mano de obra requerida para la operación y mantenimiento;
- Repuestos para las reparaciones;
- Insumos consumibles esenciales, como grasas o sustancias químicas; y
- Costos de reposición una vez que el componente haya llegado al final de su vida útil.

El mantenimiento de unas reservas (un '*stock*') de herramientas y suministros requeridos para las necesidades operativas a largo plazo es una parte integral de los costos de la vida útil de un bien e idealmente deben estar disponibles en cada ETLF (Lüthi *et al.*, 2011). Por otro lado, si varias ETLF dependen de los mismos equipos, se podría organizar un depósito centralizado.

La gestión de bienes es crucial para las grandes ETLF y los siguientes aspectos deben incluirse en el plan de mantenimiento (USEPA 2012):

- El estado actual de los bienes;
- Su estado mínimo funcional;
- Los bienes que son imprescindibles para un rendimiento continuo;
- Los costos mínimos de su vida útil; y
- La estrategia de financiamiento a largo plazo.

Sin un inventario de los bienes, no se puede hacer ninguna comparación de los costos de los equipos, ni de la importancia de los bienes. Los componentes que son cruciales para la operación de la ETLF deben resaltarse y, una vez que sean ocupados, deben reponerse inmediatamente. Por lo tanto, en estos casos es importante contar con un proveedor confiable y celebrar un acuerdo que asegure un servicio ágil. En el Caso de Estudio 11.1, se presenta un ejemplo del colapso de una ETLF por la falta de personal permanente y porque no constaba la bomba como componente clave.

11.6 MONITOREO

El mantenimiento de una ETLF requiere un entendimiento detallado de los procesos de tratamiento y los requisitos para su rendimiento. Este entendimiento debe basarse en información teórica sobre los mecanismos de tratamiento y el diseño de la tecnología y también sobre un procedimiento de monitoreo que requiere

Caso de Estudio 11.1: Ejemplo del colapso de una estación de tratamiento
(Adaptado de Bassan, 2009)

Se construyó una ETLF con un canal con tamices, dos tanques paralelos de sedimentación y espesamiento, nueve lechos de secado sin plantas y un tubo que transportaba la fracción líquida hasta las lagunas de estabilización en la cercana estación depuradora de aguas residuales.

En el 2009, después de menos de cinco años de operación, la ETLF dejó de funcionar durante algunos meses, pese a que se hayan seleccionado tecnologías resistentes. Esto se debió en parte al proceso de diseño mediante el cual se seleccionaron bombas que no eran lo suficientemente poderosas para extraer los lodos espesados del fondo de los tanques, pero también se debió a una extracción insuficiente de los lodos por los camiones aspiradores. Como resultado, los tanques de sedimentación y espesamiento no se vaciaron durante varios meses, los lodos no fueron secados en los lechos y las piscinas de estabilización de desechos se saturaron con altas cargas de sólidos suspendidos. Adicionalmente, no se hizo ningún mantenimiento en los lechos ni en los medios filtrantes, lo que produjo la degradación de las paredes y válvulas. Por consiguiente, se tuvo que gastar grandes montos para desyerbar y reestablecer un rendimiento adecuado.

Esta situación fue el resultado de una estrategia débil de recursos humanos (RR.HH.), la falta de procedimientos precisos para la OyM y un sistema administrativo demasiado rígido. No hubo personal permanente en el sitio de tratamiento, sino que se contrataban jornaleros que, en muchos casos, no tenían capacitación alguna. Este modo de reclutamiento no favorece un mismo hilo de información (lo que es imprescindible para un mantenimiento cabal) y tampoco permite que las actividades operativas sean continuas. Adicionalmente, no se contrató ningún técnico mecánico calificado para reparar la bomba. Una vez que se comunicó esta información a la oficina matriz, se realizó el trabajo requerido de reparación y mantenimiento y la ETLF pudo operar de nuevo eficientemente.

Este ejemplo demuestra el grado de influencia de la prioridad que se da a los RR.HH. que operan la ETLF, en su rendimiento y viabilidad a largo plazo. Por lo tanto, es esencial contar con un presupuesto suficiente para poder contratar a un personal permanente y calificado. También resalta que la operación de una ETLF requiere un proceso flexible de manejo interno. Si el procedimiento jerárquico es demoroso y complejo, las reparaciones o mejoras no serán posibles con agilidad, lo que podría causar el deterioro de la estación.

planificación específica, infraestructura (p.ej., un laboratorio), personal y financiamiento. El programa de monitoreo debe estructurarse para brindar al personal operativo suficiente información para optimizar el funcionamiento de la estación en forma continua y controlar la calidad de sus efluentes. El monitoreo podrá incluir toda una gama de diferentes métodos, como los siguientes:

- Observaciones visuales o sensoriales: esto incluye la inspección de las condiciones de la estación, como la formación de una nata sobre la laguna de tratamiento, el color del lodo o los olores que emane un tanque de bombeo;
- Medición en la fuente: esto incluye papel tornasol o kits que pueden utilizarse en el campo para medir el pH, el oxígeno disuelto o la temperatura; y
- Análisis de las muestras en el laboratorio (en el mismo sitio o en otro lugar).

El monitoreo es costoso y requiere mucho tiempo. Es imprescindible contar con un plan de monitoreo por escrito que ayudará a los operadores a recolectar y organizar los datos pertinentes y exactos que sean requeridos. Este plan se basa sobre los siguientes aspectos:

- ¿Por qué se requiere la información?;
- ¿Qué información será obtenida?;
- ¿Cómo y cuándo se recopilará la información o las muestras en el campo?; y
- ¿Quiénes las recolectarán?

11.6.1 Monitoreo de parámetros microbiológicos y físico-químicos

La planificación de un programa eficiente de análisis de laboratorio brinda los datos necesarios para tomar las decisiones operativas e informar de los resultados. Mientras más exacta y oportuna sea la información, mejores serán las decisiones operativas que se puedan tomar. Por ejemplo, la carga y el tiempo de retención en una laguna de estabilización de desechos o en un digestor anaeróbico podrán regularse basándose en los resultados del análisis de laboratorio. Si los análisis de laboratorio revelan valores de la demanda bioquímica de oxígeno y los sólidos suspendidos que están por encima de las normas para la descarga, podrá aumentarse el tiempo de retención a fin de mejorar el rendimiento del tratamiento.

El formulario de la 'Cadena de Custodia' es el mecanismo para que la persona que muestrea en la ETLF pueda comunicarse con el personal de laboratorio acerca de las muestras y solicitar los ensayos analíticos correspondientes. Proporciona un registro escrito de las condiciones del muestreo en el campo, de las instrucciones especiales y una lista de quiénes fueron los responsables de las muestras en todo momento. La información específica incluye:

- Identificación de las muestras;
- Condiciones del sitio en el momento del muestreo;
- Instrucciones para el laboratorio sobre cuáles ensayos analíticos se deben realizar con cada muestra; y
- Fecha, hora y firma de cada persona que tenga custodia de la muestra.

Los parámetros que más suelen analizarse incluyen (HPCIDBC, 2011):

- Contenido de sólidos suspendidos: estos análisis ayudan a evaluar el rendimiento de la sedimentación y la separación de sólidos y líquidos (Figura 11.4);
- Contenido de humedad en los productos finales: este parámetro permite estimar la eficacia del secado;
- Demanda biológica y química de oxígeno en la fracción líquida: estos parámetros monitorean el oxígeno disponible, que tiene un impacto directo para la vida acuática;
- Contenido de nutrientes (en especial de nitrógeno y fósforo) que influye en el potencial de recuperación de recursos en la agricultura, así como el riesgo de eutrofización de los cuerpos de agua; y
- Contenido de patógenos: esto implica una evaluación de la presencia y número de *E. coli*, coliformes fecales o huevos de helmintos, lo que permite controlar los riesgos relacionados con las enfermedades trasmitidas por el agua.

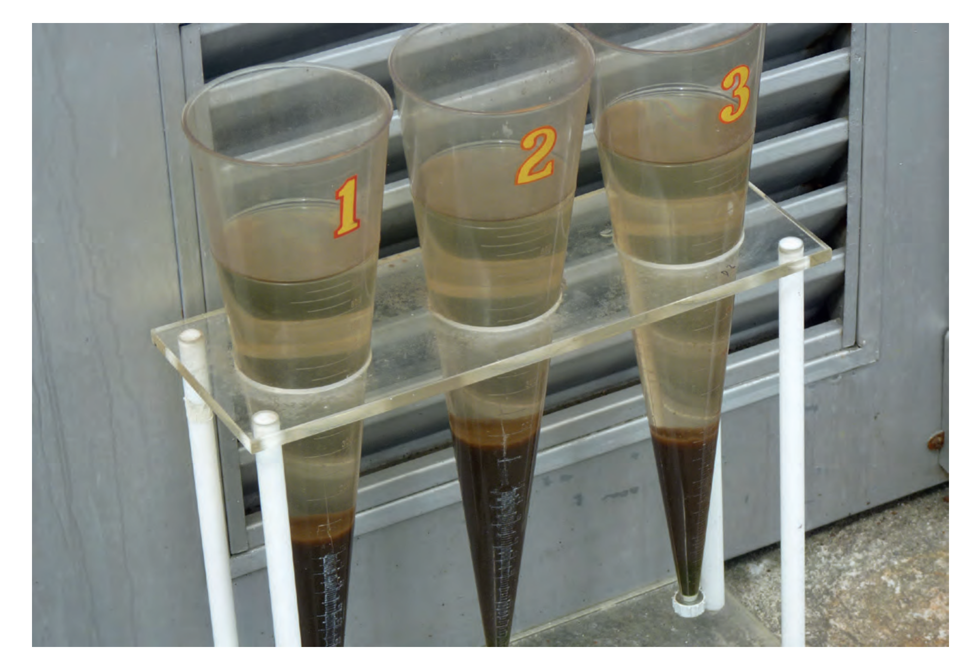


Figura 11.4 Ensayos de sedimentación en la estación de tratamiento de lodos fecales manila Water South, en las Filipinas (foto: David M. Robbins).

Estos parámetros de monitoreo pueden ajustarse según las tecnologías utilizadas, las normas locales para las descargas de efluentes y los objetivos de uso final (Capítulos 2 y 10). Por ejemplo, posiblemente no sea necesario evaluar el contenido de patógenos si los productos finales serán utilizados como combustible en un horno de cemento, pero el pH puede ser un factor muy importante al procesarlos en un digestor anaeróbico.

El monitoreo en laboratorio requiere procedimientos estrictos y personal calificado, así como recursos significativos para operar y mantener los equipos analíticos y la infraestructura y adquirir los insumos consumibles requeridos. Por lo tanto, se requiere un presupuesto específico para el laboratorio. Algunas tecnologías requieren un monitoreo más complejo en el laboratorio para asegurar la eficiencia del proceso (p.ej., el compostaje, los lodos activados, el tratamiento con cal), mientras que otras tan solo requieren el análisis de laboratorio para evaluar el rendimiento del tratamiento. Los laboratorios también requieren procedimientos de aseguramiento de calidad y control de calidad (QA y QC).

Al requerir análisis específicos, se pueden contratar laboratorios externos para realizar estos procedimientos. Los laboratorios contratados son una fuente importante de información y apoyo para la operación de las ETLF. En caso de usar laboratorios externos para el programa de monitoreo, se requiere una definición clara de las técnicas del muestreo, los métodos de preservación para mantener la integridad de las muestras y los procedimientos para el análisis de las mismas. Las ETLF que ocupan laboratorios contratados podrán solicitar copias de su plan de QA y/o QC para revisar sus procedimientos y verificar que cumplan con los requisitos.

11.6.2 Manual de análisis

Si se requieren análisis de laboratorio para una ETLF específica, se debe proporcionar un manual de análisis que contenga la siguiente información:

- Frecuencia de muestreo, el sitio y procedimiento (p.ej., muestras separadas o compuestas) y las condiciones bajo las cuales deben transportarse estas muestras;
- Almacenamiento de las muestras y de las sustancias químicas (p.ej., el tipo de recipiente, los químicos requeridos y la temperatura);
- Protocolo de los análisis para cada parámetro, lo que se debe hacer basado en métodos estandarizados, de ser posible;
- Plan de QA/QC para el muestreo y cualquier actividad analítica en el sitio para asegurar la exactitud de los datos analíticos;

- Requisitos para la toma de muestras divididas o duplicadas o muestras testigo para controlar las condiciones de transporte; e
- Información sobre la calibración y el mantenimiento del laboratorio y de los equipos en la estación (p.ej., la sonda para el contenido de oxígeno y la evaluación del pH).

11.7 REGISTROS A MANTENER

En programas eficaces de OyM, se debe llevar registros precisos de todas sus actividades, su monitoreo y cualquier desperfecto. Los operadores suelen consultar sus registros para identificar las fluctuaciones anteriores en la operación de la estación y problemas operativos que podrían repetirse periódicamente, revisar la eficacia de las medidas de mitigación que se hayan aplicado para corregir los problemas operativos en el pasado y para optimizar los procedimientos. Por lo tanto, estos registros deben ser accesibles con facilidad para los operadores de las ETLF.

Unos ejemplos de registros que son útiles en una ETLF incluyen:

- Información sobre su operación, incluyendo los registros diarios de las operaciones, el diario de registro de los operadores, los informes de actas de entrega (Figura 11.5), la hoja de datos operativos de la unidad de tratamiento y otros registros relacionados con las entregas de LF a la estación;
- Respuesta a eventuales desastres o emergencias;
- Mantenimiento preventivo y correctivo, incluyendo los diarios de registros del mantenimiento de los equipos y los informes de bodega;
- Informes de cumplimiento de las normas, incluyendo datos analíticos y de campo, junto con la correspondencia de los funcionarios reguladores; y
- Personal presente, incluyendo sus horarios de trabajo, hojas de control horario, e informes de accidentes.



Figura 11.5 **Informes de recepción permiten el seguimiento al número total de cargas entregadas, la hora, la fecha y el nombre del chofer. Estos registros son importantes para el mantenimiento en todas las estaciones de tratamiento de lodos fecales (foto: David Robbins).**

El tipo de registros y el tiempo durante el cual se los retiene en una estación específica serán determinados por el tamaño de la ETLF, sus requisitos reglamentarios y las tecnologías utilizadas. Ya que estos registros serán utilizados por el personal para apoyar la operación cotidiana de la estación, se debe resumir la información para optimizar el plan de OyM, así como la planificación de cualquier ampliación o el diseño de una nueva estación. Una explicación de algunos de los aspectos claves de los registros se presenta en las siguientes secciones.

11.7.1 Diario de registro de los operadores

El libro diario de los operadores puede ser el registro más importante para una ETLF, ya que constituye un medio de comunicación entre los operadores de la estación y provee un registro escrito de los eventos importantes. Las anotaciones más comunes incluyen el nombre de las personas que están en servicio durante el turno, las condiciones climáticas, desperfectos de los equipos, problemas operativos, mensajes telefónicos importantes, información de seguridad y acciones tomadas en respuesta a circunstancias inusuales. Un extracto de un diario de registro típico de un operador se presenta en el Caso de Estudio 11.2 del Código Administrativo de Nueva Jersey, EE.UU., sobre el Manejo de Aguas Residuales.

11.7.2 Informes de monitoreo de recepción de lodos

La cantidad de LF recibidos en la estación cada día, las tarifas de descarga cobradas y las novedades reportadas por los choferes o empleados quedan registrados en los informes de monitoreo de recepción. Es crucial mantener informes certeros de monitoreo de recepción, porque minimizan el fraude y ayudan a garantizar que los LF recolectados sean entregados en la ETLF, en vez de descargarse en otro lado.

11.7.3 Hojas de registro de cada unidad de tratamiento

Las hojas de operación de la unidad de tratamiento se usan para registrar: la cantidad de LF cargada; las actividades operativas realizadas (p.ej., la carga de LF o extracción de productos finales); la variable operativa aplicada (p.ej., la relación de mezcla entre lodos frescos y estabilizados o de adición de cal); la cantidad de productos finales y basuras extraídas; y los insumos consumibles requeridos. El número de empleados necesarios y sus destrezas requeridas para realizar las actividades también deben registrarse, junto con las dificultades encontradas y su posible solución. Estas hojas constituyen, entonces, los registros históricos del mantenimiento realizado con cada equipo, los desperfectos experimentados y la solución aplicada, juntamente con el presupuesto y los RR.HH. requeridos. Debe diferenciarse entre el mantenimiento preventivo y el reactivo y deben hacerse recomendaciones para optimizar el proceso de planificación.

Caso de Estudio 11.2: Extracto del Código Administrativo de Nueva Jersey, EE.UU., acerca del manejo de las aguas residuales (diario de registro de los operadores)

Los resultados de todas las inspecciones de equipos mecánicos y de accesorios relacionados que son imprescindibles para una OyM adecuada del sistema se registrarán en forma manual en tinta y se mantendrán en libros encuadernados del diario de registro de las inspecciones o se mantendrán en bases de datos computarizadas aseguradas u otro método equivalente para mantener los registros. Los diarios de registro o bases de datos computarizadas o el archivo o su equivalente también incluirán:

- Hora, fecha y temática de toda inspección del sistema;
- Informes de todas las fallas, colapsos, problemas, desvíos, fallas de bombas, acontecimientos, emergencias, reclamos o factores de intervención dentro del sistema que produzcan divergencias de la rutina de los procedimientos de OyM y las situaciones que tengan el potencial de impactar en la salud pública, seguridad, bienestar, ambiente o que tengan el potencial de incumplir en permisos, regulaciones o leyes;
- Registros de las acciones de compostura o seguimiento, así como los protocolos aplicados para corregir todos los asuntos indicados; y
- Fecha y hora de cada anotación, junto con el nombre de la persona que la hizo.

Gestión

11.7.4 Interpretación y comunicación de los datos técnicos

Los datos recolectados en el laboratorio y del monitoreo en el sitio, como los diarios de registro, los informes y las hojas de registro, se utilizan para optimizar el rendimiento del tratamiento mediante el reajuste de los procedimientos de OyM. Por ejemplo, el volumen de LF que se pone en los lechos de secado con plantas podrá reajustarse al comparar los resultados del laboratorio y observar la carga de contaminantes y el tiempo de retención (Koottatep *et al.*, 2005). Entonces, es posible identificar las condiciones óptimas de operación y mejorar el rendimiento del tratamiento.

Toda la información recolectada mediante el monitoreo y los registros debe analizarse para elaborar informes de comunicación interna. Un sistema eficaz de comunicación es crucial para optimizar los procedimientos administrativos y operativos del manejo y también asegura que todos los empleados tengan información completa sobre la operación de la ETLF. Por lo tanto, este sistema de comunicación debe definir también la frecuencia de entrega de informes a fin de proveer oportunamente la información necesaria para la toma de decisiones.

Para asegurar que se utilicen los datos e informes del monitoreo, que se generen las conclusiones acertadas y que se tomen las acciones de seguimiento, los informes operativos y de laboratorio deben estar a la disposición de todo el personal. También, es necesario capacitar adecuadamente a los técnicos de laboratorio y al personal operativo de la ETLF, para que puedan entender los resultados de análisis. Si los datos generados quedan fuera del rango previsto, el técnico del laboratorio y el personal operativo deben reunirse para analizar los reajustes necesarios en las actividades operativas. Todos los datos registrados en las hojas de monitoreo y en los informes de los análisis de laboratorio deben juntarse en un informe resumido o en una base de datos que presenta una visión general del rendimiento y las dificultades de la ETLF en los meses y años anteriores. Por ejemplo, es importante saber cuántas veces falla una bomba durante el periodo de un año para reajustar la planificación del mantenimiento, mejorar el tamizaje previo o instalar un mejor tipo de bomba. Las épocas del año también influyen en las actividades de OyM y deben considerarse en el respectivo plan para optimizar las actividades operativas bajo diferentes condiciones climáticas.

11.8 SEGURIDAD EN LA ESTACIÓN

Las ETLF son infraestructuras críticas y, por lo tanto, deben impedir el ingreso no autorizado y el vandalismo, mediante cerramiento del perímetro y personal de seguridad. Los gerentes de las ETLF también pueden crear una cultura de seguridad aplicando los siguientes lineamientos:

- Incluir la seguridad como tema en las reuniones y conversaciones del personal;
- Contratar a un oficial de seguridad o asignar esta función a un miembro responsable del personal;
- Hacer cumplir las políticas y procedimientos de seguridad de manera consistente y equitativa; y
- Brindar capacitación sobre seguridad a todo el personal.

11.8.1 Salud y seguridad

Existen muchos peligros para la salud y seguridad asociados con las tareas de Operación y Mantenimiento de una ETLF. Por eso, los aspectos de Salud y Seguridad deben constituir una parte integral del plan de OyM, pero en muchos casos no reciben suficiente atención.

El “Plan de Salud y Seguridad” describe los procedimientos, prácticas y equipos que debe utilizar el personal a fin de realizar sus actividades de una manera segura. Se elabora específicamente para cada ETLF, pero también contiene los aspectos que son comunes para todas. La administración debe hacer cumplir estrictamente los procedimientos de salud y seguridad, elaborando el plan de seguridad y también mediante afiches y rótulos ubicados en las áreas de riesgos (p.ej., piscinas, tanques, aparatos eléctricos y espacios confinados). Un ejemplo de un aviso de seguridad se presenta en la Figura 11.6. A partir de la experiencia de los autores, los siguientes temas deben incluirse en los Planes de Salud y Seguridad:

- Equipos de protección personal (EPP) y medidas de seguridad para las actividades de OyM;
- Control de infección y medidas de higiene;



Figura 11.6 Rótulos de seguridad son buenos recordatorios de los procedimientos correctos a seguir (foto: David M. Robbins).

- Procedimientos de contacto en emergencias;
- Prevención de caída o ahogamiento;
- Prevención de entrada a espacios confinados; y
- Seguridad eléctrica y el uso del procedimiento de aplicar candados y rótulos a todo circuito que esté sometiéndose a trabajos (para evitar que se enciendan durante la reparación o revisión; 'Lock-Out Tag-Out').

Se pueden encontrar más detalles y recomendaciones en el sitio Web de la Administración de Seguridad y Salud Ocupacionales (http://www.osha.gov/). Las siguientes secciones explican cada uno de estos aspectos más detalladamente.

11.8.2 Equipos de protección personal

El equipo de protección personal (EPP) minimiza la exposición de los empleados a las condiciones peligrosas e incluye:

- Cascos para proteger la cabeza de objetos que caigan;
- Protección para los ojos, como gafas de seguridad o caretas de protección contra la exposición a polvo, sustancias químicas o LF;
- Guantes para proteger las manos de químicos o lesiones, hechos de caucho u otros materiales según el peligro específico;
- Aparatos para la seguridad respiratoria, como respiradores, mascarillas contra el polvo o equipos de respiración autónoma (ERA), para las tareas específicas que los requieran;
- Otra ropa protectora, incluyendo overoles y protección para los pies; y
- Otros equipos requeridos para la seguridad en tareas específicas.

Mientras el plan de salud y seguridad detalla los EPP requeridos para cada tarea, es la responsabilidad de la administración asegurar que se los proporcionen, que el personal reciba capacitación en su uso correcto y que a su vez cumpla con los requisitos del uso.

También, se requieren procedimientos claros de seguridad para toda actividad de OyM y monitoreo en la ETLF, incluyendo: la recepción y los movimientos de los camiones; la descarga de LF; la OyM de los equipos; el uso, almacenamiento y disposición final de las sustancias químicas; el muestreo de los diferentes procesos; y el procesamiento y entrega de los productos finales. Por ejemplo, los requisitos de seguridad para recepción de los camiones y su descarga incluyen el uso de trabas para inmovilizar las ruedas durante la descarga o cuando los están estacionados, el uso de EPP y la prohibición de fumar.

11.8.3 Prevención de infecciones

Por su propia naturaleza, los LF constituyen material infeccioso. En muchos casos, contienen bacterias, virus u otros patógenos que pueden producir enfermedades. Los trabajadores deben tener las vacunas apropiadas (p.ej., contra hepatitis A, tétano) y seguir los procedimientos higiénicos en todo momento al manejar equipos que podrían haber entrado en contacto con materia fecal. Los trabajadores deben tener acceso a duchas y áreas para lavarse las manos, así como una zona de vestidores donde cambiarse de ropa. Los procedimientos para la prevención de las infecciones incluyen:

- Usar EPP apropiados para proteger la piel del contacto con materia fecal;
- Lavarse las manos antes de comer o después de estar en contacto con materia fecal;
- Abstenerse de comer o beber en las áreas donde se almacenan o procesan los LF o las sustancias químicas;
- Reportar cualquier enfermedades a los supervisores de la estación inmediatamente; y
- No fumar, ya que así se pueden introducir patógenos fecales en la boca.

11.8.4 Procedimientos para emergencias

Los procedimientos de contactos para las emergencias proporcionan los números telefónicos e información correspondiente que puede usar el personal en tales casos. Esta lista debe exhibirse en una zona común que sea accesible para todo el personal y donde exista un teléfono funcional. En toda ETLF, pero especialmente en las que están en lugares remotos, debe haber un botiquín de primeros auxilios. El procedimiento para las emergencias generalmente incluye las siguientes acciones:

- Avisar al gerente de la estación;
- Llamar al personal apropiado de emergencia (p.ej., bomberos, policía);
- Evacuar al personal según la situación (p.ej., explosión, incendio o derrame químico); y
- Brindar apoyo a los afectados hasta que llegue el personal de emergencias para tomar control de la situación emergente.

Las emergencias deben documentarse en un formulario de emergencias, que luego se remite a la administración para su investigación. Todas las emergencias también deben detallarse completamente en el diario de registro de los operadores.

11.8.5 Prevención de caídas y ahogamiento

En las ETLF con lagunas de estabilización o tanques grandes, debe haber un programa de prevención de ahogamiento, mediante equipos de seguridad, señalización y capacitación. Las estaciones con grandes celdas en sus lagunas suelen tener botes para realizar las tareas de OyM. En estas situaciones, los trabajadores deben usar chalecos salvavidas, trabajar en parejas y recibir capacitación en los procedimientos correctos para minimizar el peligro de ahogarse. En toda ETLF, deben tomarse las medidas necesarias para reducir el riesgo de resbalarse, por ejemplo al evitar que se derramen los LF y, por otro lado, asegurar que las bocas de revisión estén tapadas para evitar que las personas se caigan adentro.

11.8.6 Espacios confinados

Se define como 'espacio confinado' cualquier lugar dentro de una ETLF que esté encerrado y tenga acceso limitado, como tanques y pozos vacíos. Son potencialmente peligrosos para la respiración humana debido a su reducido flujo de aire, bien sea por la falta de oxígeno o por la posible presencia de gases químicos, como el cloro o el sulfuro de hidrógeno. Para evitar los accidentes en estos lugares, se recomienda seguir un programa de 'Permiso de Ingreso a Espacios Confinados'.

El primer paso en este programa es que la gerencia identifique todos los espacios confinados de la estación. Al requerir mantenimiento en estas áreas, podrán definirse ciertos procedimientos para proteger al trabajador, como los siguientes:

- El trabajador debe llenar un formulario para ingresar a un espacio confinado, que luego es firmado por su supervisor;
- Antes de ingresar, se comprueba la atmósfera con un medidor de oxígeno o, en el caso de bocas de revisión del alcantarillado, con un medidor de sulfuro de hidrógeno; y
- El trabajo se realiza entre dos compañeros: uno que ingresa al espacio confinado, asegurado con un arnés conectado a una soga de seguridad y otro que permanece afuera del espacio confinado, listo para prestar apoyo en caso de que sea necesario. Cuando se termina el trabajo, se devuelve el permiso al supervisor para que lo firme de nuevo, indicando que se ha cumplido la tarea.

11.8.7 Seguridad eléctrica

Las ETLF que cuentan con equipos eléctricos deben aplicar procedimientos específicos para garantizar la seguridad de sus trabajadores durante las actividades de OyM con estos equipos. Un ejemplo de este tipo de procedimiento de seguridad es poner un candado y una etiqueta ('Lock-out Tag-out'), procedimiento que asegura que el interruptor para el equipo que se está reparando quede apagado y con un candado que asegura esto. Se coloca en ese interruptor una etiqueta que especifica el trabajo que se realizará, la persona encargada del trabajo y la fecha y hora del trabajo. Esta etiqueta debe llevar la firma del supervisor de la estación o del turno y también la del electricista que realiza el trabajo. Cuando la tarea se ha cumplido, el supervisor y el electricista sacan la etiqueta y el candado. Solo así, se puede operar nuevamente el equipo.

11.9 GESTIÓN ADMINISTRATIVA

El manejo eficaz de las ETLF requiere una estrategia de administración bien definida y específica para cada una. Si no se incorporan en la estrategia de manejo aspectos como la coordinación del personal, planificación, supervisión y capacitación, esto podría perjudicar su rendimiento en el tratamiento. Esto podrá deberse a débiles destrezas operativas del personal, falta de entendimiento de las prioridades técnicas por parte del personal administrativo, mala comunicación o gerencia financiera deficiente (Caso de Estudio 11.1). Los procedimientos para la OyM y monitoreo de la estación, así como los requisitos de comunicación, deberían ser definidos estratégicamente por los responsables de tomar decisiones, coordinados con la gerencia financiera y de RR.HH. de la compañía. Estos aspectos se describen más detalladamente en las siguientes secciones.

11.9.1 Procedimientos financieros

Se recomienda definir los procedimientos financieros basándose en las necesidades operativas. Por lo tanto, deben controlarse los costos operativos y debe reajustarse el presupuesto a partir de los gastos reales. (Los diferentes tipos de costos se analizan en el Capítulo 13.) Debe haber provisiones especiales y mecanismos administrativos específicos para el caso de un desperfecto de los equipos que son imprescindibles para la operación de la ETLF, así como para reemplazar los equipos antiguos. Los procedimientos para la adquisición de herramientas, otras reservas de materiales y equipos de seguridad deben ser ágiles y se debe contar con los recursos específicos necesarios para las reparaciones menores, a fin de asegurar una operación continua (p.ej., reparaciones de un tamiz o una válvula). Por ejemplo, si se daña una válvula o bomba, deben estar inmediatamente disponibles los recursos requeridos para su reparación (sin retrasos de tres o seis meses por un trámite de aprobación presupuestaria).

11.9.2 Administración de recursos humanos

La administración de los RR.HH. se refiere a la manera de manejar y capacitar al personal, incluyendo la definición de sus funciones, la cadena de mando y las políticas y procedimientos para las actividades laborales.

Aunque la administración de los RR.HH. puede considerarse como un aspecto clave para el éxito en la operación de cualquier estación de tratamiento, en muchos casos no se definen los mecanismos de financiamiento para asegurar que se dispongan de RR.HH. suficientes y apropiados para operar la ETLF. Los requisitos en materia de RR.HH. pueden definirse basados en las especificaciones de la consultoría del diseño o mediante observaciones de los requisitos operativos durante la puesta en marcha. En algunos casos, cuando las actividades de OyM requieren destrezas o recursos muy específicos (p.ej., conocimientos especializados para la reparación de centrífugas o camiones aspiradores) que no estuvieran disponibles internamente, se pueden contratar servicios externos. En tal caso, se debe proveer lo necesario para que se pueda prestar el tipo de servicio requerido (Caso de Estudio 11.3). En este caso, el servicio y su frecuencia deben definirse claramente para permitir la operación continua de la ETLF.

Sin importar el tamaño de la ETLF, el personal debe tener sus responsabilidades claramente definidas para poder comprender a fondo los requisitos específicos de sus puestos. Por lo tanto, los aspectos de RR.HH. en las ETLF deben incluir:

- Descripción de los canales de comunicación, con la indicación del supervisor de cada empleado;
- Determinación de quién puede tomar cuáles decisiones operativas; y
- Capacitación apropiada y continua para asegurar que el personal pueda cumplir con sus responsabilidades.

11.9.3 Personal y sus responsabilidades

Las ETLF pueden tener toda una gama de requisitos de personal, dependiendo del tamaño de la estación, su volumen de tratamiento y el grado requerido de capacidades técnicas.

Un organigrama que detalla claramente las responsabilidades de cada empleado y los canales de comunicación es útil para la administración y capacitación y debe definirse durante la fase de diseño y planificación. Se recluta el personal mediante sistemas adecuados de la administración de RR.HH., basándose en las descripciones de las funciones para cada tipo de empleado.

Caso de Estudio 11.3: Tercerización de los servicios de mantenimiento para las estaciones de tratamiento

La Operadora Nacional de Agua y Saneamiento en Marruecos (ONEP) tiene la responsabilidad de manejar la operación de varias estaciones depuradoras de aguas residuales en todo el país. Por la amplitud del territorio que administra, la ONEP no alcanza a cubrir el costo de los equipos ni del personal para las actividades específicas de mantenimiento para todas estas estaciones (p.ej., la reparación mecánica de las bombas). Por eso, se requiere contratar a empresas particulares con contratos de cinco años, para asegurar el mantenimiento de los equipos de tratamiento. Cada compañía abarca una región, tiene que cumplir las normas de calidad definidas por la ONEP y sus empleados se capacitan en el centro de capacitación de la ONEP. Este tipo de estructura organizacional permite optimizar los costos de equipos y operaciones y asegura un plan de mantenimiento adecuado para las estaciones de tratamiento.

Esta dependencia de los servicios externos debe manejarse hábilmente. Se debe alentar la colaboración a largo plazo y definir bien las normas de calidad. Si este servicio externo incluye el mantenimiento de los equipos claves y no se lo puede planificar con precisión, el servicio tendrá que estar disponible rápidamente en cualquier de los sitios de tratamiento.

Es posible combinar varias funciones, como por ejemplo de gerente de la estación, oficial de seguridad y técnico de mantenimiento en un solo cargo. Las siguientes secciones describen las responsabilidades de los cargos claves (aparte de los obreros) en una ETLF de una ciudad de tamaño mediano y estas pueden ajustarse según las prácticas y costumbres locales.

Gerente de estación

El gerente de la ETLF dirige el equipo que se encarga de la administración cotidiana de la ETLF. Determina los objetivos, metas, políticas y prioridades para la OyM y se encarga de:

- Realizar toda la documentación y correspondencia;
- Dirigir el mantenimiento de las instalaciones y equipos y la supervisión del personal;
- Participar en la determinación e implementación de los objetivos, metas, políticas y prioridades;
- Coordinar la organización, el personal y las actividades operativas, incluyendo la responsabilidad de las decisiones críticas sobre cambios operativos, control de los procesos, prioridades para el mantenimiento, programación y cumplimiento con las normas;
- Identificar las oportunidades para mejorar la OyM, el monitoreo y los métodos y procedimientos de seguridad;
- Dirigir, coordinar y revisar el plan de trabajo de la OyM;
- Dirigir los ensayos en varias fases del tratamiento e interpretarlos para determinar los cambios necesarios en los parámetros del tratamiento;
- Dirigir la calibración y reparación de los equipos como bombas, dispensadores de cloro, instrumentos de medición, tableros de control eléctrico y aparatos para desaguar los lodos tratados o digeridos;
- Servir como miembro del equipo en los proyectos de construcción, junto con las compañías o individuos contratados;
- Seleccionar, capacitar, motivar y evaluar el personal asignado;
- Supervisar los programas de seguridad para las secciones y los grupos de trabajo asignados y ayudar con la planificación de acciones para los programas de seguridad; y
- Participar en el desarrollo y administración del presupuesto asignado.



Figura 11. 7 Sacando el lodo de los lechos de secado en la Estación de Tratamiento Bugolobi en Kampala, Uganda (foto: Linda Strande).

Ingeniero de la estación

El ingeniero de la ETLF es el principal funcionario técnico. Sus responsabilidades generalmente incluyen:

- Asegurar la eficiencia general de la estación y optimizar el proceso de tratamiento;
- Controlar los gastos operativos;
- Organizar y coordinar el trabajo realizado por el personal a su cargo (p.ej., sacar el lodo de los lechos de secado; Figura 11.7);
- Recomendar soluciones técnicas para los problemas que se surjan;
- Contribuir al monitoreo y los informes sobre el rendimiento de los equipos y procesos; y
- Coordinar con los subcontratistas técnicos y proveedores.

Operador de la estación

El operador de la ETLF se encarga de los aspectos técnicos cotidianos de las operaciones para asegurar que los equipos estén funcionando correctamente y cumpliendo con todos los requisitos. Sus deberes incluyen:

- Realizar inspecciones de los equipos, hacer el monitoreo de las operaciones y recolectar muestras para verificar el rendimiento del sistema, en colaboración con el personal del laboratorio;
- Operar los camiones, bombas, ventiladores, generadores, compresores y otros equipos;
- Comprobar, calibrar, reparar y operar los sistemas de control e instrumentación bajo supervisión;
- Llevar registros de las actividades operativas, así como posibles deterioros y fallas;
- Elaborar informes que resumen los registros y ofrecen recomendaciones para optimizar el sistema; y
- Ayudar con las investigaciones ambientales y acciones de aseo que sean requeridas.

Técnico de la estación

El técnico de mantenimiento de la ETLF realiza la operación diaria, así como el mantenimiento rutinario y de emergencia, en las instalaciones, bombas, motores, máquinas, filtros, tamices, válvulas, tubos y demás equipos. Sus responsabilidades suelen incluir:

- Verificar, calibrar y mantener los equipos mecánicos, incluyendo el engrasado de las piezas móviles, el cambio de aceite y las demás actividades rutinarias de mantenimiento;
- Mantener edificios, caminos y jardines;
- Realizar el trabajo de aseo;
- Reponer las piezas desgastadas y realizar servicio técnico y reparaciones rutinarias o de emergencia, incluyendo el reemplazo de los motores, rodamientos, rebordes, sellos y otros componentes de los equipos;
- Inspeccionar los equipos mecánicos e hidráulicos que se instalan bajo contrato para asegurar el cumplimiento de los requisitos contractuales;
- Hacer monitoreo de las instalaciones y equipos para identificar y reparar las fugas u otros desperfectos; y
- Llevar registros de las actividades de operación y mantenimiento, elaborando informes que resumen las principales actividades, desperfectos y recomendaciones.

11.10 COORDINACIÓN

Se debe fomentar la comunicación entre el personal de OyM y monitoreo de las diferentes ETLF en una misma jurisdicción, entre sí y con sus supervisores. Una comunicación vertical eficaz asegura que los empleados administrativos comprendan las limitaciones y necesidades del personal de OyM y permite que ágilmente se adquieran los repuestos o realicen las reparaciones para asegurar la operación continua de la ETLF. La comunicación horizontal entre las diferentes ETLF les permite intercambiar sus experiencias y, por lo tanto, ayuda a optimizar sus procedimientos. Deben hacerse reuniones frecuentes (semanales o mensuales) para

facilitar las conversaciones entre el personal operativo, de monitoreo y administrativo sobre las dificultades que experimentan y las posibles soluciones. Si la empresa operadora está a cargo de varias ETLF, se puede designar a una persona para que asegure el control de calidad y armonice los procedimientos de OyM entre todas las estaciones. Esto produciría un mejoramiento progresivo de los procedimientos y lineamientos basándose en la experiencia, estandarizándolos para todas las ETLF similares y asegurando la aplicación uniforme de las reglas de seguridad y los procedimientos de OyM.

11.11 PERIODO DE PUESTA EN MARCHA

Las ETLF recién construidas requieren un periodo de transición al inicio de su operación para evaluar los procedimientos preliminares. Esto permite definir las medidas de seguridad, líneas de comunicación y frecuencia de las actividades de operación, mantenimiento y monitoreo. Durante este periodo de arranque inicial, debe haber comunicación frecuente entre el personal operativo y administrativo para analizar cualquier problema. Los procedimientos y documentos definitivos (el manual de operación, las fichas informativas, los formularios de monitoreo, los diarios de registros, etc.) son elaborados basados en la información recolectada durante este periodo inicial.

Para algunas tecnologías de tratamiento, el periodo inicial puede incluir determinados procedimientos específicos. Por ejemplo, los digestores de biogás deben iniciarse paulatinamente para permitir el desarrollo de su comunidad de microorganismos anaeróbicos adecuados y asimismo los lechos de secado con plantas deben ser cargados de lodos en forma progresiva para permitir que estas crezcan y se aclimaten.

Aunque una infraestructura y los equipos asociados estén funcionales dentro de un lapso relativamente breve (p.ej., los lechos de secado sin plantas o los tanques de sedimentación y espesamiento), se deben evaluar y optimizar los siguientes aspectos operativos durante el periodo inicial:

- Cantidades de LF descargadas en la ETLF;
- Circulación de los camiones dentro y cerca de la ETLF;
- Cantidades de los desechos que se acumulan en los tamices y la frecuencia adecuada de su retiro;
- Cantidades de LF que se colocan en las unidades de tratamiento;
- Organización de las actividades requeridas para el proceso de tratamiento (p.ej., virar los montículos en las estaciones que incluyen el co-compostaje o los secadores solares de lodos);
- Cantidad y frecuencia de los productos finales que salen de las unidades de tratamiento;
- Tiempo y otras condiciones requeridos para una estabilización eficiente y la eliminación de patógenos, según los objetivos para el uso final;
- Frecuencia y tipo de actividades rutinarias de mantenimiento; e
- Interpretación del monitoreo y su frecuencia.

El tiempo requerido para la puesta en marcha puede variar según la tecnología utilizada. Por ejemplo, aclimatar las plantas en los lechos de secado o lagunas (Figura 11.8) puede requerir de 3 a 6 meses hasta llegar a la eficiencia de tratamiento que se calcula en el diseño. Para algunas tecnologías, también es importante planificar este periodo inicial tomando en cuenta las variaciones climáticas a lo largo del año, ya que influyen en las actividades operativas y el rendimiento. Por ejemplo, el tiempo requerido para que los LF se sequen en la superficie de los lechos de secado sin plantas puede variar considerablemente entre las temporadas secas y lluviosas en los climas áridos. Las cantidades de LF generadas también pueden variar según los patrones de lluvia. Por lo tanto, es útil evaluar las cargas y tiempos de retención más convenientes durante las épocas secas y lluviosas, así como las temporadas más frías o cálidas, y se recomienda que el periodo de puesta en marcha inicial abarque al menos unos seis meses.

Para asegurar el éxito del periodo de puesta en marcha, todo el personal debe recibir la capacitación suficiente para comprender todos los procedimientos necesarios antes de iniciar la operación. Con esta finalidad, deben organizarse visitas a estaciones de tratamiento similares y se les debe dotar de la información básica acerca de los mecanismos de tratamiento. Durante el arranque inicial, es posible que el operador requiera apoyo técnico y gerencial de los expertos en este campo.



Figura 11.8 Puesta en marcha de un sistema de lagunas para lodos fecales en San Fernando, Filipinas. En este caso, las lagunas fueron inoculadas con lodos activados de una estación de tratamiento cercana. (Foto: David M. Robbins).

Los horarios de operación de la ETLF y los procedimientos para la descarga de los LF (p.ej., las tarifas de descarga y confirmación de las características de los LF) deben someterse al monitoreo durante varios meses y analizarse con los actores de recolección y transporte. Asimismo, se debe evaluar la eficiencia del tratamiento en la estación y la cantidad y calidad de sus productos finales. Por otro lado, se debe determinar y concordar los procedimientos para el uso o disposición final con los actores respectivos.

Al final del periodo de puesta en marcha, todos los procedimientos administrativos, operativos, de mantenimiento, monitoreo y comunicación deben estar definidos y plenamente comprendidos por todo el personal. En ese momento, las versiones definitivas de los documentos operativos (p.ej., planes y manuales de OyM, formatos de los informes de laboratorio, formularios de monitoreo y los planes de salud y seguridad) deben estar desarrollados, validados y aplicados.

11.12 BIBLIOGRAFÍA

Bassan, M. (2009). Méthodologie d'évaluation des facteurs de succès et d'échec des stations de traitment des eaux usées et des boues de vidange à grande échelle. A methodology to evaluate success or failure of full-scale wastewater and faecal sludge treatment systems. Master Thesis, Ecole Polytechnique de Lausanne, Suiza. Disponible en: http://infoscience.epfl.ch/record/140429.

Bassan, M., Mbéguéré, M., Tchonda, T., Zabsonre, F., Strande, L. (2013). Integrated faecal sludge management scheme for the cities of Burkina Faso. Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development 3(2), p.216–221.

Bräustetter, A. (2007). Operation and maintenance of resource-oriented sanitation systems in peri-urban areas. Tesis de maestría. Fachhochschule Weihenstephan Abteilung Triesdorf, Fakultaet Umweltsicherung, Triesdorf, Alemania. Disponible en: http://www.susana.org/en/resources/library/details/962

Departamento de Salud de las Filipinas. (2008). Operations Manual on the Rules and Regulations Governing Domestic Sludge and Septage. Con apoyo de la US Agency for International Development. Disponible en: www.waterlinks.org/library/septage-management/operations-manual-governing-domestic-sludge-and-septage

Fernandes, A., Kirshen, P., Vogel, R. (2005) Faecal Sludge Management, St. Elizabeth, Jamaica. Impacts of Global Climate Change: pp. 1-11. American Society of Civil Engineers. Disponible en: http://ascelibrary.org/doi/abs/10.1061/40792%28173%29120

HPCIDBC (2011). Status and Strategy for Faecal Sludge Management in the Kathmandu Valley. High Powered Committee for Integrated Development of the Bagmati Civilization, Nepal.

Koné, D. (2002). Epuration des eaux usées par lagunage à microphytes et à macrophytes en Afrique de l'Ouest et du Centre: Etat des lieux, performances épuratoires et critères de dimensionnement. Faculté Environnement Naturel, Architectural et Construit. Lausanne, Suiza, Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne. Tesis de PhD.

Koné, D. (2010). Making Urban Excreta and Wastewater Management contribute to Cities' Economic Development - A paradigm shift. Water Policy 12(4), p.602-610.

Koottatep, T., Surinkul, N., Polprasert, C., Kamal, A.S.M., Koné, D., Montangero, A., Heinss, U., Strauss, M. (2005). Treatment of septage in constructed wetlands in tropical climate: lessons learnt from seven years of operation. Water Science and Technology 51(9), p.119-126.

Lennartsson, M., Kvarnström, E., Lundberg, T., Buenfil, J., Sawyer, R. (2009). Comparing Sanitation Systems Using Sustainability Criteria. Estocolmo, Suecia: EcoSanRes. Disponible en: http://www.susana.org/en/resources/library/details/1138

Lüthi, C., Panesar, A., Schütze, T., Norström, A., McConville, J., Parkinson, J., Saywell, D., Ingle, R. (2011). Sustainable Sanitation in Cities: A Framework for Action. Rijswijk, Holanda, Papiroz Publishing House. Disponible en: http://www.susana.org/en/resources/library/details/1019

USEPA. (2012) Asset Management. United States Environmental Protection Agency página web. Accedido http://water.epa.gov/infrastructure/sustain/asset_management.cfm

Preguntas para el Estudio de este Capítulo

1. ¿Cuáles factores de operación y mantenimiento son los más importantes a considerar durante la planificación de ETLF? ¿Por qué son importantes?
2. Enumere tres factores que varían según los sitios y que podrían influir en la operación y mantenimiento de las ETLF.
3. Nombre cuatro ejemplos de registros que se deben llevar durante la operación de una ETLF.
4. Explique por qué el monitoreo es crucial en la operación continua de las ETLF.

Capítulo 12

Marcos Institucionales para el Manejo de Lodos Fecales

Magalie Bassan

Objetivos de aprendizaje

- Conocer los aspectos más importantes de incorporar en un marco institucional.
- Entender las regulaciones y contratos que podrán utilizarse para asegurar un manejo eficiente de lodos fecales.
- Comprender las fortalezas y debilidades de los papeles que juegan los diferentes actores dentro de los marcos institucionales.
- Visualizar los posibles arreglos institucionales para la distribución de responsabilidades dentro de la cadena de servicio.
- Conocer las principales ventajas y desventajas de diferentes arreglos institucionales.

12.1 INTRODUCCIÓN

Para la implementación exitosa de sistemas de manejo de lodos fecales (MLF), un marco institucional debe desarrollarse basado en las particularidades de cada situación local (Ingallinella *et al.*, 2002; Koné, 2010; Lüthi *et al.*, 2011). En este libro, se enfoca la cadena de servicio de MLF: recolección, transporte, tratamiento y uso o disposición final. Esta cadena depende de un sistema funcional de manejo. Las leyes y estrategias deben ser bien definidas, incluyendo la regulación y cumplimiento de las responsabilidades de cada actor en la cadena entera de servicio. Este enfoque inclusivo que incorpora múltiples niveles de aspectos institucionales requiere un fuerte compromiso del gobierno (Strauss y Montangero, 2003), vinculado a sus políticas sanitarias, incluyendo sus estrategias respecto al saneamiento descentralizado a corto, medio y largo plazo. Por lo tanto, un marco institucional requiere estrategias de capacitación y financiamiento (Strauss y Montangero, 2003; AECOM y SANDEC/EAWAG, 2010).

La atención adecuada a los aspectos organizativos suele ser escasa y, por desgracia, muchos proyectos toman en cuenta un solo eslabón de la cadena (p.ej., subsidios para tanques sépticos, construcción de una estación de tratamiento). Existen varios ejemplos de gobiernos que enfocaron solamente la infraestructura física y descuidaron los aspectos financieros y organizativos, para luego experimentar fracasos en sus sistemas de MLF (Koné, 2010).

El marco institucional se define por las leyes, contratos y regulaciones que determinan las relaciones entre los actores del MLF y establece la organización de la cadena entera de servicio. Este capítulo se concentra en los aspectos institucionales que aseguran el manejo sostenible de la cadena de servicio, a través de las siguientes tres secciones:

- Factores de éxito (Sección 12.2);
- Un entorno regulatorio favorable (Sección 12.3); y
- Arreglos institucionales (Sección 12.4).

Este capítulo ofrece un resumen del tema y se aborda en mayor detalle en los Capítulos 13 y 17. La selección de un marco institucional adecuado es parte del proceso de planificación, lo que requiere una evaluación detallada de la situación (Capítulos 14 y 15) y una integración participativa de los actores (Capítulo 16).

12.2 FACTORES DE ÉXITO

La selección de un marco institucional de MLF debe ser impulsada por los contextos socioeconómicos, climáticos y ambientales locales, tomando en cuenta las infraestructuras, instituciones y procedimientos de planificación existentes (Ingallinella *et al.*, 2002). A continuación, se analizan algunos factores que son importantes para el éxito y que deben ser considerados al definir un marco institucional (Klingel, 2001; Pybus y Schoeman, 2001; Bolomey, 2003; Jeuland *et al.*, 2004; Moe y Rheingans, 2006; Bassan *et al.*, 2014). Estos factores pueden ser tomados como objetivos para los diferentes actores (p.ej., gerentes, políticos, aquellos que realizan el MLF). La implementación de estos objetivos depende del contexto local. Por ejemplo, la coordinación de los actores locales demandará más esfuerzo si varias compañías privadas están a cargo de diferentes actividades, en comparación con el caso de que todos estén ya organizados y representados en una sola asociación. Todos estos objetivos pueden alcanzarse paso a paso, con la integración de más aspectos a medida que crezca la experiencia local.

La prioridad otorgada al MLF: La priorización política del MLF y su implementación mediante regulaciones, recursos financieros, incentivos y esfuerzos organizativos es la principal condición habilitante para la sostenibilidad y eficiencia de un sistema. Si no es una prioridad para el gobierno local o nacional, como parte de un programa general de saneamiento, es poco probable que se desarrolle un MLF seguro, eficiente e inclusivo.

Coordinación de los actores: La identificación y coordinación de los actores es crucial para poder contar con sus contribuciones y compromiso. Para asegurar esto, deben organizarse reuniones o talleres con frecuencia (p.ej., entre municipalidades, la policía, empresas municipales, compañías privadas y usuarios). Las estrategias de incentivo y cumplimiento también deben ser definidas claramente (p.ej., exigencias de monitoreo en laboratorio de la recuperación de recursos, multas). Se pueden crear comités y asociaciones para simplificar la comunicación entre los actores. Por ejemplo, la organización de talleres para todas las compañías privadas de recolección y transporte requiere más tiempo e inversión si no están agrupadas en una asociación (Capítulo 15). Soluciones progresivas pueden ser adoptadas para facilitar la participación de los actores. Por ejemplo, según la participación inicial y destrezas de los actores, los comités de coordinación podrían organizarse primero entre los diferentes departamentos gubernamentales correspondientes (p.ej., obras públicas, salud, ambiente) y luego expandirse para incluir los actores privados. El trabajo de coordinación puede ser llevado a cabo por ONG y gobiernos, con la posible participación de asociaciones en cada paso de la cadena de servicio.

Responder a las necesidades de toda la población: El sistema debe enfrentar las necesidades de la población entera, a precios alcanzables. Los servicios de recolección y transporte deben contar con la capacidad de atender a todos los tipos de estructuras de saneamiento descentralizado que existen en el sector, incluyendo los barrios densamente poblados y asentamientos informales. Por lo tanto, investigaciones de campo serán necesarias para evaluar la demanda existente y potencial para recolección y transporte. Las estaciones de tratamiento de lodos fecales (ETLF) deben ser ubicadas y diseñadas para servir a todo el sector o ciudad (Capítulo 17). El tratamiento y procesamiento de los productos finales debe organizarse de manera que estos sean fáciles de transportar. La provisión de estos a toda la población puede incluirse como una exigencia primaria en la regulación gubernamental y luego distribuir estas responsabilidades entre los actores.

Sostenibilidad social, financiera y ambiental: El marco institucional debe asegurar la viabilidad financiera a largo plazo (Capítulo 13). Dos otros requerimientos primordiales que el marco institucional debe cumplir son la protección del ambiente y la aceptación de todos los actores locales. Por lo tanto, debe haber provisiones para evitar la descarga indiscriminada en el ambiente y otras para incentivar la recuperación ordenada de los recursos. Por ejemplo, deben construirse estaciones de transferencia si la ETLF está distante. Mecanismos financieros, como subsidios, podrían implementarse a fin de facilitar el acceso a servicios de mantenimiento vehicular para las compañías de recolección y transporte, evitando así la contaminación de las vías. También, se podrían establecer campos agrícolas cerca de la ETLF, si se va a generar compost o efluentes aptos para el riego, o se podría subsidiar a las industrias que utilizan combustibles producidos de los LF. Comités o asociaciones podrían participar en el monitoreo de estos aspectos.

Concientización y difusión: Una comunicación eficiente acerca de las ventajas de un buen sistema de MLF para la salud pública y ambiental influye positivamente sobre la aceptación de las personas. La provisión de información a todos los actores del MLF es esencial para la generación y el manejo de la demanda, la viabilidad a largo plazo y el beneplácito del público. Las buenas prácticas deben fomentarse y la concientización de la población incrementará su disponibilidad de pagar tarifas realistas. Los talleres, visitas y campañas informativas también consolidarán el compromiso a todo nivel, incluyendo los políticos y las compañías privadas (como se relata en más detalle en el Capítulo 16). Los gobiernos, las empresas municipales, las compañías privadas y las ONG podrán participar a diferentes grados en las actividades de concientización.

Desarrollo de expertos locales: La colaboración entre universidades locales, ONG, centros de investigación e instituciones extranjeras contribuirá a que surja un grupo de expertos locales. Deben realizarse programas de estudio específicamente sobre el MLF en las universidades y centros de capacitación, en forma separada o como parte de cursos sobre el saneamiento en general. Las capacitaciones e intercambio de información entre los actores públicos y privados fomentan la comprensión en todo el mundo sobre la necesidad de cadenas de servicio de MLF. Los gobiernos y universidades deben participar conjuntamente en estos nuevos cursos. Se podrían también crear asociaciones para facilitar el intercambio de soluciones y destrezas prácticas.



Figura 12.1 **Reunión de coordinación de un proyecto, entre universidades e institutos de investigación de cinco países, juntos con la empresa nacional de saneamiento de Senegal, en Dakar (foto: Linda Strande).**

Monitoreo y optimización de la eficacia: El monitoreo y evaluación de la operación técnica, el balance financiero y la satisfacción del público deben ser realizados por cada institución o compañía de MLF. Los aprendizajes logrados sobre la experiencia deben aprovecharse e incorporarse para mejorar el rendimiento del sistema. (El monitoreo y la optimización son analizados en el Capítulo 11, la viabilidad financiera en el Capítulo 13.)

Habilidad en la gestión de la operación y mantenimiento: La operación y mantenimiento (OyM) es una prioridad para la cadena entera de servicio. La selección de tecnología debe asegurar que la complejidad y el costo de la OyM sean acordes con el contexto local. Los repuestos tienen que estar fácilmente disponibles para todos los equipos. Los servicios externos de OyM deben contratarse únicamente si el trabajo podrá realizarse inmediatamente cuando haga falta (p.ej., la reparación de una bomba no debe demorarse por falta del servicio técnico). (El Capítulo 11 sobre la OyM de una ETLF y la mayoría de sus recomendaciones también son aplicables para los equipos e infraestructura de recolección, transporte, transferencia y recuperación de recursos.)

Flexibilidad y eficiencia en la gestión: Los operadores deben procurar de mantener la mayor flexibilidad posible en su manejo de la cadena de servicio a fin de acomodar el crecimiento y las innovaciones (p.ej., en el desarrollo técnico o en la escala de precios). El proceso interno de la toma de decisiones debe ser rápido y eficiente. Soluciones progresivas pueden ser consideradas por todos los actores en todos los puntos de la cadena. Por ejemplo, si se construye una ETLF en un sector peri-urbano para tratar pequeñas cantidades de LF de tanques sépticos, luego hay cambios en el uso del terreno y se incrementa la cantidad de LF frescos de baños públicos, entonces se debería cambiar la operación de las tecnologías de tratamiento. Los LF pueden ser mezclados, los tiempos de retención cambiados y tal vez nuevas inversiones realizadas para producir otros productos finales para la recuperación de recursos (p.ej., compost). En un caso como este, los operadores de recolección y transporte también deben adaptarse a la demanda por nuevos servicios. Las colaboraciones públicas-privadas brindan frecuentemente mayor flexibilidad a un sistema de MLF.

Capacidad de gestión financiera: Cada organización debe asegurar una gestión financiera adecuada mediante planes de negocios bien definidos (Capítulo 13). Las reuniones entre actores y autoridades deben incluir conversaciones acerca de la fijación de precios, tasas, tarifas y las oportunidades de financiamiento.

Transparencia del sistema: El sistema de gestión debe asegurar la claridad de las cuentas a fin de fortalecer la confianza entre los actores y los usuarios. La coordinación entre los actores mediante reuniones y comités es una buena manera de fomentar la transparencia, así como la comunicación con los clientes.



Figura 12.2 Extracción de lodos fecales de un lecho de secado sin plantas para luego aplicarse en la agricultura como una enmienda del suelo (foto: Linda Strande).

Mercadeo de los productos finales y relaciones con los clientes: Las relaciones con los clientes deben incluir el mercadeo de los servicios de recolección y transporte de LF, junto con información sobre los usos de los productos finales. Debe ser fácil para las personas contactar a la organización y es necesario difundir los beneficios de la recuperación de recursos, la calidad de los productos y las buenas prácticas. (En el Capítulo 10, se examina el nexo entre el procesamiento de los productos finales y su demanda en el mercado.)

Capacidad de adquirir terrenos: La planificación a largo plazo debe asegurar el acceso al terreno necesario para las actividades actuales y futuras del proyecto. Las autoridades a cargo de la planificación territorial deben participar desde temprano en este proceso, junto con los habitantes aledaños de las futuras ETLF (Capítulo 17).

12.3 UN ENTORNO REGULATORIO FAVORABLE

Las autoridades nacionales deben participar en el desarrollo, validación y difusión de las políticas, estrategias, leyes y estándares que definen las funciones de los actores, las calidades admisibles, los procedimientos y las multas (Hecht, 2004). Los proveedores de servicio privados deben también ser tomados en cuenta en este proceso, puesto que ofrecen frecuentemente servicios más económicos y que llenan vacíos en la cobertura de los programas gubernamentales. En las siguientes secciones, se analizan aspectos a considerarse durante el desarrollo de los textos regulatorios, los que podrán integrarse paulatinamente en las regulaciones, a medida que se desarrollen los expertos locales (Caso de Estudio 12.1) para lograr los objetivos descritos en la Sección 12.2.

Salud pública y ambiental: La medidas necesarias para proteger a las personas y los ecosistemas de los riesgos asociados con el MLF deben especificarse claramente en las regulaciones. Estas deben abarcar: las infraestructuras para almacenar, transferir y tratar los LF; los equipos de protección para los empleados; y las medidas para prevenir la descarga directa en el ambiente (Figura 12.3).

Estrategia General de Saneamiento: Para asegurar un enfoque general, se debe definir una estrategia general de servicios sanitarios, incluyendo el MLF y el manejo de aguas servidas. Para esto, se deben tomar en cuenta las tecnologías descentralizadas que existen en el área y las cantidades de LF que se generan. También, debe coordinarse este manejo de aguas servidas y LF con las futuras estrategias para proveer de saneamiento a los hogares.



Figura 12.3 Descarga ilegal de lodos fecales directamente al ambiente, en Yaoundé, Camerún (foto: Linda Strande).

Enfoque para toda la Ciudad: Los planes estratégicos de MLF deben realizarse en toda la ciudad, con el fin de definir protocolos para la implementación local que tomen en cuenta los planes de desarrollo urbano a futuro (Strauss y Montangero, 2003). Para esto, es necesario considerar el uso de la tierra, las características de la población y los tipos de edificios.

Cadena de servicio entera: Se requiere una regulación que apoye la gestión de cada paso en la cadena de servicio, incluyendo contención, recolección, transporte, tratamiento y uso o disposición final.

Control de cumplimiento: Es necesario hacer cumplir las regulaciones a escala nacional y seccional mediante decretos, decisiones, estándares y pautas que establecen las reglas y posibles multas por los siguientes aspectos:

- Los actores que están autorizados a realizar cada paso en la cadena de servicio, sus funciones, sus obligaciones y los mecanismos para monitorear y hacer cumplir cada actividad;
- Las normas exigidas para el diseño y construcción de las estructuras descentralizadas de saneamiento y la infraestructura de tratamiento;
- Las rutas y reglas de tránsito que son autorizadas para la recolección y transporte de LF;
- Los sitios autorizados de tratamiento y disposición;
- El acceso y las condiciones para la descarga de LF en los lugares de tratamiento, recuperación de recursos y disposición (p.ej., horarios de atención, tarifas);
- Las normas exigidas para los servicios y productos; y
- Los resultados necesarios para verificar las actividades de monitoreo y de control de cumplimiento.

Los incentivos y maneras de control de cumplimiento son necesarios en cada paso (AECOM y SANDEC/EAWAG, 2010; Figura 12.4).

Permisos y licencias: Estos documentos son necesarios para definir las funciones de los actores en la cadena de servicio. Suficientes recursos financieros y humanos deben ser asignados a las instituciones a cargo de hacer cumplir y renovar periódicamente estos documentos. El procedimiento administrativo para obtener estos documentos debe comunicarse claramente.



Figura 12.4 Un oficial responsable por hacer cumplir las leyes sobre la descarga de lodos fecales en Dakar, Senegal (foto: Linda Strande).

Coordinación: Tiene que haber estructuras y mecanismos financieros en pie para la coordinación y evaluación del sistema entero de MLF (AECOM y SANDEC/EAWAG, 2010). El flujo y la frecuencia de comunicación entre los actores, así como los datos requeridos para la evaluación del sistema, deben ser definidos claramente en las estrategias y documentos regulatorios.

12.4 ARREGLOS INSTITUCIONALES

12.4.1 Organización de la cadena de servicios

Las principales razones por las que fracasan algunos sistemas de MLF incluyen la superposición o asignación inespecífica de responsabilidades y la falta de incentivos que fomenten operaciones eficientes. Los fracasos suceden frecuentemente en los casos en que el marco institucional está incompleto, lo que ocasiona una falta de responsabilidad y malos entendidos entre los actores. Dado que cada paso en la cadena de servicio influye en los otros, es primordial que las responsabilidades estén definidas claramente. Por ejemplo, los actores a cargo de

Caso de Estudio 12.1 : El marco institucional y regulatorio en Malasia
(Adaptado de AECOM y SANDEC/EAWAG, 2010)

Malasia es un buen ejemplo de lo que el compromiso de un gobierno puede mejorar el MLF y el saneamiento en general. Este país ha desarrollado un sistema muy eficiente para MLF que cuenta con el apoyo de cambios institucionales reales y una visión global para resolver los problemas de saneamiento.

En el año 1993, el Consorcio Indah del Agua (IWK) fue creado como la compañía responsable por la provisión de servicios de aguas servidas y LF en todo el país. Sus objetivos incluyen el desarrollo de servicios de recolección y transporte, la construcción de infraestructura y el fomento de mayor aceptación de las tarifas de aguas servidas y recolección programada de LF. En el año 2000, IWK fue incorporado en el Ministerio de Finanzas a fin de incrementar los subsidios y el control financiero. La Ley de Servicios de Aguas Servidas establece las condiciones para la construcción y OyM de tanques sépticos y sistemas de tratamiento, así como para los servicios de recolección y transporte realizados por IWK y las compañías privadas.

En 2008, el Ministerio de Energía creó una nueva institución regulatoria (Suruhanjaya Perkhidmatan Air Negara, SPAN), con la responsabilidad de definir las estrategias de saneamiento y regular el manejo de la infraestructura para agua potable y aguas servidas. De esta manera, IWK debe acatar las estrategias de SPAN y las normas para descargas que establece el Ministerio de la Naturaleza y el Ambiente. Existen comités específicos responsables del control de la viabilidad financiera y la transparencia. Estos comités tienen potestad para definir subsidios, impuestos y tarifas referentes a las aguas servidas y LF. Desde el mismo año, la Ley de la Industria de Servicios Hídricos le permite al gobierno federal colaborar con compañías privadas de agua potable y aguas servidas, apoyando así el manejo integral de recursos hídricos desde la fuente hasta su disposición final en todo el país. Esta Ley pretende incrementar la eficiencia de las industrias relacionadas con el agua y ayudar a difundir sus logros y buenas prácticas en toda la nación.

Este fuerte marco institucional apoya los factores de éxito mencionados en la Sección 12.2, puesto que el MLF consta en regulaciones específicas y es considerado una parte integral del proceso de gestión de los recursos hídricos. Por otro lado, una colaboración con las universidades nacionales asegura el desarrollo de expertos nacionales mediante programas de capacitación e investigación. Además, la publicación de varios pequeños libros y boletines de prensa ha incrementado la concientización del público.

Estos cambios en el marco institucional y regulatorio durante una década produjeron un aumento en el porcentaje de los hogares que cuentan con una conexión al alcantarillado, desde solamente el 5 % en 1993 hasta el 73 % en 2005, con el 27 % restante beneficiándose de la recolección programada de los LF.

la recolección y transporte deben también participar en la organización de la descarga de los LF en la ETLF. A su vez, el gerente de la ETLF debe coordinar sus actividades con los actores a cargo de la recuperación de recursos y el destino de los productos finales. Por lo tanto, la coordinación de los vínculos entre las diferentes partes de la cadena es necesaria para asegurar un sistema exitoso de MLF. Los sistemas de aguas servidas transportadas en alcantarillado, en cambio, suelen tener una sola entidad que está a cargo de todo el sistema.

Hay muchas maneras de organizar una cadena de MLF, como indica la Figura 12.5, donde cada bloque representa un actor. Los sistemas con mayor número de actores serán más complejos, independientemente de quienes sean los actores. Por otro lado, si un solo actor está a cargo de toda la cadena, podría ser difícil asegurar la flexibilidad y serían necesarios procedimientos intensivos de gestión. Por lo tanto, la selección de un marco institucional apropiado para el contexto es primordial y puede cambiarse progresivamente a través del tiempo, según la demanda de servicios. Cabe mencionar que cada función en la cadena puede ser realizada por actores públicos o privados.

Cada opción presentada en la Figura 12.5 tiene sus ventajas y desventajas:

Opción 1: Cada paso de la cadena de servicio está realizado por otro actor. Esto permite flexibilidad organizativa, pero el monitoreo, la coordinación y el control de cumplimiento son difíciles y puede haber tensiones en los numerosos puntos de contacto. Como la recolección y el transporte son hechos por diferentes actores, esto crea más fuentes de trabajo, pero la entrega de los LF de uno al otro puede requerir más infraestructura y organización (p.ej., para operar estaciones de transferencia).

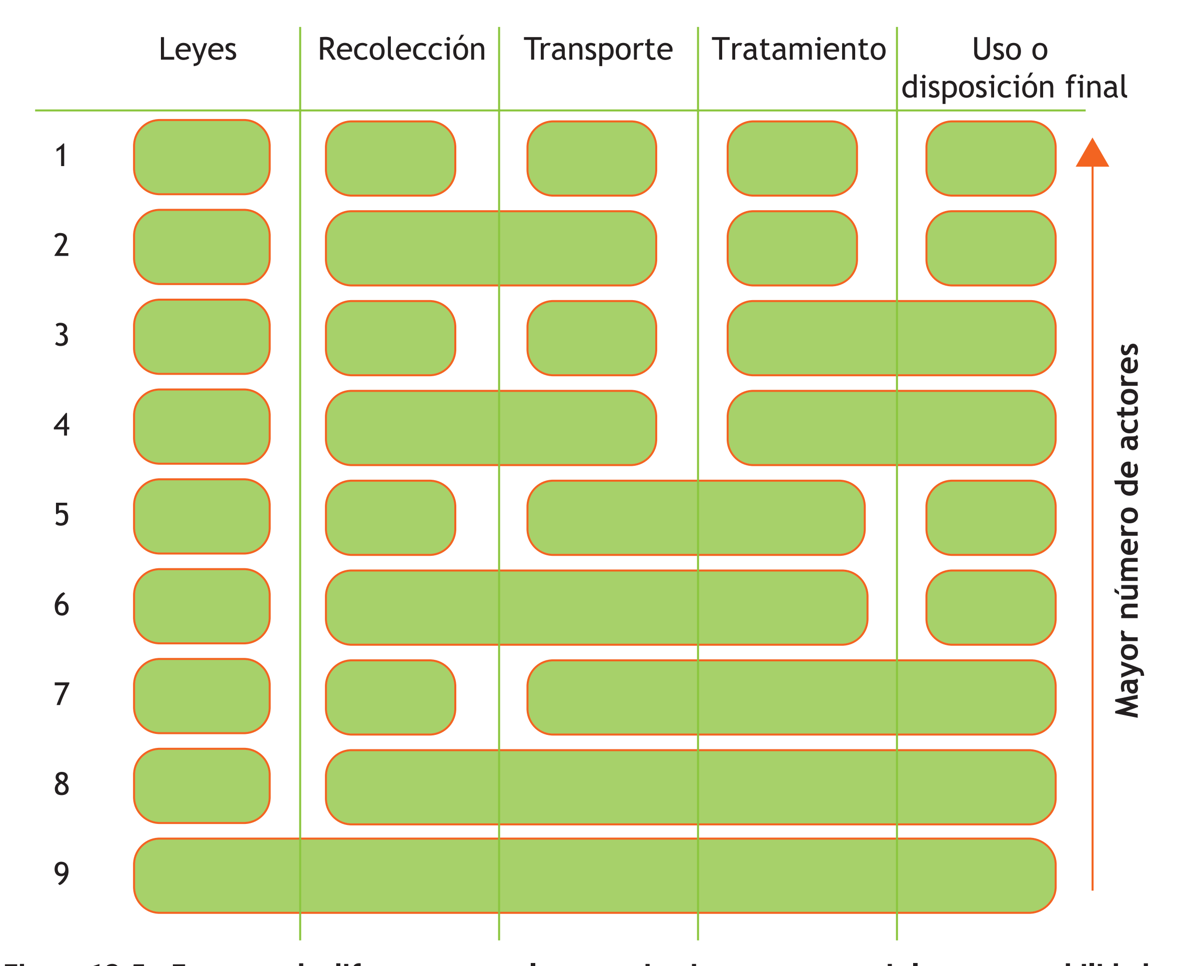


Figura 12.5 Esquema de diferentes arreglos organizativos para repartir las responsabilidades entre los actores, donde cada bloque representa otra entidad.

Opción 2: Los servicios de recolección y transporte son realizados por el mismo actor y el tratamiento por otro. Esta opción es preferible cuando ya se dispone de los medios mecánicos para recolección y transporte. Esto simplifica el flujo financiero y la organización del transporte de los LF hasta la ETLF. Sin embargo, el procedimiento para descargar los LF en la ETLF puede complicarse y es difícil controlar la variación en la cantidad y características de la carga. También, deben hallarse soluciones para poder acceder a los barrios densamente poblados, donde ingresa difícilmente un camión.

Opción 3: Los ingresos por la venta de los productos finales pueden ayudar a financiar la infraestructura de tratamiento, si la misma entidad está a cargo de estas actividades. Esto permite una optimización de la OyM y la gestión financiera de la estación de tratamiento y recuperación de los recursos, además de facilitar la descontaminación de los productos finales. Sin embargo, en esta opción, los procedimientos de transporte y descarga en la ETLF no están optimizados.

Opción 4: Un tipo de actor gestiona la recolección y transporte de los LF y otro se encarga del tratamiento y la recuperación de recursos. En este caso, los dos tipos de actores pueden desarrollar las destrezas específicas de su actividad. Como en las tres opciones anteriores, la principal desventaja es que no facilita la descarga de LF en las ETLF. Sin embargo, en forma similar a la Opción 3, la tecnología de tratamiento puede elegirse según la recuperación de recursos requerida.

Opción 5: Esta alternativa permite la creación de fuentes de trabajo en las comunidades, así como el desarrollo de procesos industriales y el uso de los productos finales. Es ventajosa en sectores que son densamente poblados y difíciles de acceder con camiones. El procedimiento de descarga en la ETLF puede optimizarse y existe la posibilidad de mejorar el control de las características de los LF. Sin embargo, la organización de la transferencia de los LF frescos entre el paso de la recolección y el del transporte podría complicarse. También es importante aclarar las condiciones para la entrega de los LF tratados a los actores a cargo de la recuperación de recursos.

Opción 6: El manejo de los equipos de recolección y transporte requiere mayor destreza gerencial. Está opción facilita el MLF desde las estructuras descentralizadas hasta la ETLF, lo que reduce el riesgo de descargas no autorizadas. Sin embargo, el flujo financiero entre el uso final y el resto de la cadena de servicio no estaría optimizado.

Opción 7: Como en las Opciones 1, 3 y 5, esta alternativa es mejor implementada en lugares donde existen estaciones de transferencias y se ha asignado a alguien la responsabilidad adicional de manejarlas. Crea fuentes de trabajo locales y facilita el MLF en sectores que son densamente poblados. La cadena de servicio es más compleja, pero la recuperación de recursos es organizada más fácilmente, ya que hay la necesidad de transferir los LF entre varios actores.

Opción 8: Una sola entidad se encarga de la cadena entera de servicio, lo que facilita la coordinación y la optimización de cada componente en la cadena de servicio, según las necesidades de los otros componentes pero requiere mejores destrezas gerenciales y más recursos financieros.

Opción 9: Esta opción debe evitarse, porque resulta poco transparente. Las regulaciones y el control de cumplimiento deben ser realizados por entidades gubernamentales independientes de los intereses de las compañías.

12.4.2 Distribución de funciones entre actores

La selección de una de las opciones mencionadas depende de las características de los actores locales. Por ejemplo, una pequeña compañía privada podría no estar suficientemente estructurada para manejar toda la cadena de servicio (Opción 8). Por lo tanto, se deben conocer muy bien las características de cada actor (Capítulo 15) antes de establecer el marco institucional.

En la mayoría de los sistemas existentes, una combinación de entidades suele proveer los servicios de MLF (p.ej., empresas sanitarias municipales o nacionales, departamentos militares, emprendedores privados, grupos de interés económico; Koné, 2010). La Tabla 12.1 resume las responsabilidades de los actores que pueden encargarse de una o más actividades dentro de la cadena de servicio (Koanda, 2006).

Tabla 12.1 Diferentes actores en el manejo de lodos fecales y sus posibles actividades

Actor	Leyes	Coordinación	Recolección y transporte	Tratamiento	Recuperación de recursos	Control de cumplimiento	Capacitación e información	Monitoreo
Ministerios	▪	▪				▪	▪	▪
Empresas municipales o nacionales		▪	▪	▪	▪	▪	▪	▪
Policía						▪		
Compañías privadas			▪	▪	▪			
Asociaciones[1] / OC[2]		▪			▪	▪	▪	
ONG							▪	▪

[1] **Asociaciones = grupos de actores organizados alrededor de objetivos definidos**
[2] **OC = organizaciones comunitarias que proveen servicios a su comunidad**

La distribución de las responsabilidades entre los actores debe determinarse tomando en cuenta sus fortalezas y debilidades (Tabla 12.2). Un mejoramiento progresivo podrá facilitarse mediante capacitación o reorganización de los diferentes actores.

La policía, las agencias ambientales y las ONG no están incluidos en la Tabla 12.2, porque participan solamente en actividades de control y capacitación. Las entidades encargadas del monitoreo y control de cumplimiento deben ser reconocidas claramente y tienen que ser muy imparciales. En el mejor de casos, las autoridades nacionales o municipales deben participar en la revisión de leyes, normas y pautas (AECOM y SANDEC/EAWAG, 2010). Las organizaciones defensoras del consumidor pueden también participar en el análisis de los precios, exigencias de servicio y monitoreo de los productos finales (Klingel, 2001).

Las ventajas y desventajas de la participación de cada tipo de actor, junto con los requisitos contractuales y de documentación, son analizadas en más detalle en las siguientes secciones. La determinación del marco institucional y la firma de documentos deben llevarse a cabo temprano en el proceso (Capítulo 16).

12.4.3 Arreglos institucionales para la recolección y transporte

La recolección y el transporte conforman el primer paso en la cadena de servicio del MLF. Todo trabajo sobre esta cadena debe ser consultado con los actores que recolectan y transportan los LF a fin de consolidar su compromiso con el sistema, fortaleciendo así su capacidad y coordinación. La falta de inclusión de ellos puede causar el fracaso del sistema (Caso de Estudio 12.2).

Tabla 12.2 Posibles actores, con sus posibles ventajas, desventajas y necesidades

Actor	Ventajas	Desventajas	Necesidades
Ministerios, empresas nacionales y municipales	- Disponibilidad de subsidios - Fácil control de cumplimiento - Posibilidad de manejar tecnologías complejas	- Dependen de la política (p.ej., cambios de los directores con las elecciones) - Posible baja prioridad entre las actividades del gobierno -Procedimientos internos largos - Poca flexibilidad	- Capacitación - Autonomía de las autoridades nacionales - Organización impulsada por la OyM
Compañías privadas	- Flexibilidad en el servicio - Sensibles a la demanda - Responde a las necesidades de OyM - Fácil contacto con los clientes - Generación local de empleo	- Menos cumplimiento legal - Menos reconocimiento - Menos capacidad administrativa - Coordinación compleja - Dificultad en acceder a subsidios - A veces menos destreza técnica	- Capacitación - Reducción de impuestos por entregar servicios públicos - Licencias y contratos
Organizaciones comunitarias, asociaciones	- Flexibilidad en el servicio - Generación local de empleo - Participación de los pobladores - Mayor posibilidad de informar y concientizar a la comunidad	- Coordinación compleja - Variación en las tarifas entre sectores atendidos por diferentes OC - Bajo grado de rendición de cuentas - Baja continuidad en los trabajadores - Dificultad para atender a clientes fuera del área manejada por la OC	- Comité de coordinación - Capacitación - Tecnologías sencillas - Incrementar la aceptación de la rendición de cuentas

Diferentes tipos de actores pueden encargarse de la recolección y transporte, con o sin estaciones de transferencia. Las empresas nacionales o municipales o las compañías privadas pueden emprender la recolección o el transporte (Opciones 1 y 3 en Figura 12.5) y combinar las actividades de transporte y tratamiento (Opciones 5 a 8). Las organizaciones comunitarias suelen tener estructuras gerenciales más débiles y es mejor integrarlas en la recolección local. Las ventajas y limitaciones relacionadas con la participación de estos tres diferentes tipos de actores incluyen:

Las empresas nacionales o municipales: Los departamentos y empresas gubernamentales de obras públicas, ambiente o higiene pueden encargarse de la recolección y transporte de LF y ha habido casos de pequeñas empresas públicas locales que funcionan muy bien. En el caso de Addis Ababa, Etiopía, la Autoridad del Alcantarillado ofrece servicios de recolección y transporte a bajo costo, con subsidios estatales que no se otorgan a las compañías privadas (Kebbede, 2004). Esta opción también evita dificultades con los policías, quienes suelen respetar los camiones públicos más que los privados. Sin embargo, estos servicios públicos muchas veces carecen de equipos y recursos humanos, lo que puede afectar la calidad de los trabajos (Strauss y Montangero, 2003; Koanda 2006; AECOM y SANDEC/EAWAG, 2010).

Caso de Estudio 12.2: Una estación de tratamiento de lodos fecales que fue construida sin la participación de los que recolectan y transportan los lodos

Una ETLF fue implementada en Bamako, Mali, sin tomar en cuenta las opiniones de los actores encargados de la recolección y transporte respecto a su ubicación. La construyeron muy afuera de la ciudad y no fue rentable para los transportistas viajar tan lejos desde cada estructura descentralizada. Como resultado, nunca fue utilizada y luego fue abandonada.

Compañías privadas: Las empresas privadas ofrecen mayor flexibilidad, ya que brindan frecuentemente nuevos servicios para incrementar su competitividad (p.ej., recolección de desechos sólidos, construcción, etc.). También suelen crear fuentes locales de trabajo y se adaptan rápidamente a las demandas del mercado (PS-Eau&Hydroconseil-Mauritanie *et al.*, 2002; Blunier, 2004; Hecht, 2004; Jeuland *et al.*, 2004; Koanda, 2006). Sin embargo, si no hay mucha competencia, la búsqueda de ganancias puede llevar a prácticas malas y precios altos (Jeuland *et al.*, 2004). Los operadores privados carecen frecuentemente de viabilidad financiera y a veces tienen malas reputaciones con las autoridades y el público (Klingel, 2001; Bassan *et al.*, 2013). En África, algunas de las compañías de recolección y transporte se organizan en asociaciones legalmente reconocidas que sirven de interlocutoras con las autoridades y para gestionar medidas como la exoneración de los impuestos. Las asociaciones en Senegal, Burkina Faso, Mali y Uganda logran importantes contratos que una pequeña empresa aislada no podría llevar a cabo por sí sola (Bolomey, 2003; Blunier, 2004; Mbéguéré *et al.*, 2010; Bassan *et al.*, 2013). Estas asociaciones también ayudan a mejorar el reconocimiento de los operadores pequeños y así facilitar la formalización, regulación y transparencia del sector, por lo tanto, deben ser fomentadas. Las autoridades locales pueden proveerles las licencias correspondientes para sus servicios de recolección y transporte.

Organizaciones comunitarias (OC) y Asociaciones: Agrupaciones de personas en las propias comunidades pueden encargarse de recolectar los LF y colocarlos en estaciones de transferencia que ellos mismos manejan. Esta estructura favorece la generación de fuentes de trabajo y facilita la concientización de los usuarios respecto al mantenimiento de los sistemas descentralizados de saneamiento, ya que la misma comunidad participa mediante la OC. Es necesario hacer arreglos contractuales con las autoridades locales a fin de definir sus funciones, la calidad del servicio y las normas de monitoreo.

Como se va analizar en el Caso de Estudio 12.3, la responsabilidad de vaciar los tanques sépticos y letrinas puede asignarse al usuario de la estructura descentralizada o al proveedor de servicio (Klingel, 2001; AECOM y SANDEC/EAWAG, 2010). La recolección por pedido requiere procedimientos mínimos de manejo de clientes y la responsabilidad de vaciarlos a una frecuencia adecuada puede ser asignada al usuario. Sin embargo, la frecuencia de recolección es difícil de controlar y los clientes podrían llamar solo cuando la estructura esté llena o (más probable) desbordándose, ya que las personas no suelen pensar en mantener sus sistemas hasta que haya algún problema. Por lo tanto, es necesario realizar campañas para informar a los usuarios de los requisitos de mantenimiento de las tecnologías descentralizadas y sobre la importancia de vaciar los LF frecuentemente. Una posible desventaja es la dificultad del control de descargas ilegales. Este tipo de sistema es aplicado generalmente en casos en que el operador no tiene los recursos suficientes para manejar una base de datos de los clientes. Por otro lado, es más flexible y permite que diferentes compañías realicen los servicios de recolección y transporte.

Cuando se firma un contrato entre el operador y el usuario, la responsabilidad de vaciar periódicamente la estructura descentralizada queda en manos del operador (es decir, un servicio por pedido tiene que ser posible para todas las tecnologías descentralizadas). En este caso, el operador de recolección y transporte debe contar con una estructura muy organizada y eficiente a fin de manejar los servicios para todos los tipos de clientes. En general, se programa la recolección a intervalos regulares (AECOM y SANDEC/EAWAG, 2010). El uso de un sistema de cobros que integra los costos de OyM del operador permite ingresos continuos, en lugar de solo tener ingresos cuando los usuarios solicitan los servicios. Así, la descarga ilegal también se controla más fácilmente. Sin embargo, posibles desventajas de programar este servicio serían menor flexibilidad y la necesidad de depender de un sistema que obliga a los clientes a pagar (p.ej., si no se paga la cuenta, se corta el servicio de agua).

12.4.4 Arreglos institucionales para el tratamiento de lodos fecales

Las ETLF son infraestructuras técnicas importantes que requieren una capacitación adecuada del personal responsable de su manejo, OyM y monitoreo (Capítulo 11). Todas las tecnologías de tratamiento deben ser gestionadas por una institución eficiente y bien organizada (Strauss y Montangero, 2003). Por lo tanto, no se recomienda que sean operadas por organizaciones comunitarias, puesto que no suelen contar con un grado de destreza técnica y administrativa lo suficientemente alto.



Figura 12.6 **Camiones privados de recolección y transporte descargan lodos fecales en una estación municipal de tratamiento en Kampala, Uganda (foto: Linda Strande).**

Es posible que las empresas nacionales o municipales y las compañías privadas se encarguen solamente de la ETLF (Figura 12.5, Opciones 1 y 2) o que combinen esta actividad con las de transporte, manejo del uso final o ambas (Opciones 3 a 8). En cada caso, los vínculos contractuales, el manejo financiero y los procedimientos de comunicación y monitoreo deben ser definidos precisamente. Un laboratorio independiente puede realizar el monitoreo de la calidad de los productos finales, en especial en el caso de una gestión privada. Los acuerdos son muy útiles para establecer la frecuencia de muestreo y los derechos de acceso hasta los puntos de la toma de las muestras. El terreno de la ETLF puede pertenecer a la institución a cargo o puede existir algún tipo de colaboración público-privada. Los siguientes arreglos pueden existir:

Gestión directa por empresas nacionales o municipales: La ETLF puede pertenecer al servicio público. Este arreglo tiene la ventaja de facilitar el control de cumplimiento de las normas contra la contaminación del ambiente. También, puede haber mayores posibilidades de acceder a subsidios para las actividades de OyM, sin los cuales el presupuesto asignado a las ETLF suele ser insuficiente. Estas empresas públicas deben ser lo suficientemente autónomas como para no entorpecerse con procedimientos internos largos o complejos que pueden impedir una operación adecuada (Bassan *et al.*, 2013). Se podría firmar contratos o acuerdos con las autoridades a fin de definir las responsabilidades.

Gestión directa por compañías privadas: En este caso, la ETLF pertenece a una empresa privada. Experiencias con gestiones directas privadas en Benín, Mali y Gabón demuestran que es factible cumplir de esta manera con las exigencias operativas de una ETLF y la competitividad se incrementa mediante un enfoque impulsado por las ganancias. Algunas posibles desventajas pueden incluir un menor grado de destreza técnica y administrativa y poco acceso a los subsidios (Jeuland *et al.*, 2004). Las autoridades locales pueden otorgar las licencias o contratos, con el fin de mantener normas altas de calidad y programas de monitoreo. El potencial para la participación de los actores privados es mayor si existen réditos económicos en la recuperación de los recursos.

Caso de Estudio 12.3: Organización de la cadena de servicio en Malasia

Bajo la Ley de Servicio de Aguas Servidas, la recolección y transporte de LF en Malasia era manejado completamente por el Consorcio Indah del Agua (IWK) que desarrolló una base de datos para organizar la recolección en cada área. Contactaban a los clientes antes de la recolección de LF y los clientes pagaban sus cuentas semianuales de aguas servidas. Promovían este sistema mediante anuncios en los medios.

Con la aprobación de la Ley de la Industria de Servicios Hídricos en el año 2008, la responsabilidad de la recolección de LF fue transferida a los usuarios, quienes deben organizarla o sufrir multas por incumplimiento. También pueden contratar a las compañías privadas que ofrecen servicios de recolección y transporte. Este sistema es más flexible, pero estos cambios implicaron el establecimiento de un complejo sistema de control del cumplimiento de las diferentes compañías. Fueron necesarias campañas publicitarias para reforzar el compromiso de los usuarios y para concientizarlos sobre la importancia de evacuar frecuentemente los LF.

Una estrategia progresiva fue adoptada para el manejo de infraestructura de las ETLF. Primero, viejas estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR) fueron convertidas para tratar los LF. Luego, fomentaron tecnologías sencillas e implementaron finalmente tecnologías modernas en las ciudades más grandes. Hoy en día, los LF son tratados según el tipo de uso de la tierra en cada sector.

Este ejemplo demuestra que se puede aplicar un enfoque progresivo que permite el desarrollo de un programa bien coordinado de MLF. Cada arreglo tiene sus ventajas y desventajas. En todo caso, informar a los clientes y comunicarse entre los actores son primordiales para lograr la debida coordinación y sostenibilidad del programa. Todos los pasos en la cadena de servicio deben ser tomados en cuenta. Aunque Malasia ha avanzado mucho en el MLF, el sistema todavía funciona mayormente basado en subsidios y un gran desafío es conseguir que la población acepte pagar tarifas que cubran los costos reales.

Gestión delegada por empresas públicas o privadas: Una posible ventaja de encargar el manejo es que el dueño de la ETLF puede elegir el operador según su capacidad técnica y administrativa. En este caso, se deben firmar contratos con el propietario, especificando las exigencias de OyM. Las autoridades pueden proveer licencias, especialmente en caso de que la ETLF sea pública.

12.4.5 Arreglos institucionales para el uso o disposición final de los lodos

El marco institucional debe fomentar modelos sostenibles de negocios en la cadena entera de servicio. Por lo tanto, los productos finales deben ser de alta calidad y seguros para usar (Capítulo 10), lo que requiere altos grados de destreza en la OyM según la tecnología aplicada (Capítulo 5). Los productos finales no deben ser solamente saneados, sino también cotizados en el mercado local. Esto exige una evaluación de la demanda en el mercado, mercadeo adecuado y una provisión de servicio de alta calidad (Klingel, 2001). Un enfoque de barreras múltiples debe aplicarse para proteger a los trabajadores, clientes y usuarios finales de los riesgos de la salud relacionados con los patógenos.

Hay dos tipos de estructura gerencial que pueden aplicarse: la directa y la delegada. En el caso de la gestión delegada de infraestructuras y equipos públicos, las licencias son útiles para definir las exigencias de OyM, las normas de calidad y el programa de monitoreo. Las ventajas y desventajas son como se analizó en la Sección 12.4.4. Tres tipos de actores pueden encargarse de estas actividades:

Empresas nacionales o municipales: Un proceso complejo puede ser manejado por estos servicios públicos, que también son capaces de entregar los productos finales a los clientes. Donde se encargan de las estaciones de recuperación de recursos, también participan probablemente en la ETLF directa o indirectamente.

Compañías privadas: Pequeñas empresas privadas que recuperan recursos de los desechos y productos de tratamiento operan en todo el mundo (Jeuland *et al.*, 2004). Sus principales fortalezas vienen del dinamismo natural de sus emprendedores. Hacen falta frecuentemente más capacitación y coordinación entre las empresas para asegurar la gestión y OyM eficientes de la operación (Bolomey, 2003). Se pueden firmar contratos o acuerdos con la entidad a cargo de la OyM de la ETLF con el fin de establecer precios y calidades de los productos finales que serán procesados y comercializados.

Organizaciones comunitarias: Agrupaciones de miembros de las comunidades pueden participar si las tecnologías no son muy complicadas y si los compradores desean venir directamente a adquirir los productos. Esta solución puede resultar más aplicable en casos de personas que viven cerca de las ETLF, en especial si los productos serán utilizados directamente en la misma comunidad (p.ej., como material de construcción o como enmienda del suelo; Klingel, 2001). Las reglas de gestión de una organización comunitaria estipulan la necesidad de sostenibilidad en la OyM y transparencia en las finanzas, que pueden ser aseguradas en parte mediante licencias otorgadas por las autoridades locales.

Asimismo como se analizó respecto a los procesos de recolección y transporte, las actividades de recuperación de recursos podrían llevarse a cabo bajo pedido o bajo contratos para la entrega programada de los productos. En los lugares donde se pueden generar productos valiosos todo el año, la mayor ventaja de la venta programada sería un ingreso económico continuo que puede destinarse a la OyM de la infraestructura.



Figura 12.7 Reunión entre institutos de investigación, una agencia donante y el gobierno municipal que maneja los lodos fecales en Bac Ninh, Vietnam (foto: Linda Strande).

12.5 BIBLIOGRAFÍA

AECOM, SANDEC/EAWAG (2010). A Rapid Assessment of Septage Management in Asia: Policies and Practices in India, Indonesia, Malaysia, the Philippines, Sri Lanka, Thailand, and Vietnam. USAID. Bangkok, Tailandia.

Bassan, M., Mbéguéré, M., Koné, D., Holliger, C., Strande, L. (2014). Success and failure assessment methodology for wastewater and faecal sludge treatment projects in low-income countries. Journal of Environmental Planning and Management. http://dx.doi.org/10.1080/09640568.2014.943343.

Bassan, M., Mbéguéré, M., Tchonda, T., Zabsonre, F., Strande, L. (2013). Integrated faecal sludge management scheme for the cities of Burkina Faso. Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development 3 (2), p. 216-221.

Blunier, P. (2004). La collecte et le transport mécanisés des boues de vidange dans la ville de Ouahigouya (Burkina Faso): Analyse du marché et propositions de réorganisation des flux financiers. M.Sc., Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne. Lausana, Suiza.

Bolomey, S. (2003). Amélioration de la gestion des boues de vidange par le renforcement du secteur privé local -Cas de la Commune VI du District de Bamako. EAWAG, Dübendorf, Suiza.

Bolomey, S. (2003). Amélioration de la gestion des boues de vidange par le renforcement du secteur privé local: Etudes et Outils - Cas de la Commune VI du District de Bamako. EAWAG, Dübendorf, Suiza.

Hecht, A. D. (2004). International efforts to improve access to water and sanitation in the developing world: a good start, but more is needed. Water Policy 6 (1), p.67-85.

PS-Eau y Hydroconseil-Mauritanie (2002). Les entreprises de vidange mécanique des systèmes d'assainissement autonome dans les grandes villes africaines. Etude de cas: Nouakchott (Mauritanie) I: Enquête auprès des entreprises de vidange mécanique. Pour le Ministère des Affaires Etrangères. Informe.

Ingallinella, A.M., Sanguinetti, G., Koottatep, T., Montangero, A., Strauss, M. (2002). The challenge of faecal sludge management in urban areas – strategies, regulations and treatment options. Water Science and Technology 46 (10), p.285-294.

Jeuland, M., Koné, D., Strauss, M. (2004). Private Sector Management of Fecal Sludge: A Model for the Future? Focus on an innovative planning experience in Bamako, Mali. EAWAG, Dübendorf, Suiza.

Kebbede, G. (2004). Living with urban environmental health risks: the case of Ethiopia. Ashgate Publishing: Hants, Gran Bretaña.

Klingel, F. (2001). Nam Dinh Urban Development Project: Septage Management Study. EAWAG, Dübendorf, Suiza.

Koanda, H. (2006). Vers un assainissement urbain durable en Afrique subsaharienne : Approche innovante de planification de la gestion des boues de vidange. PhD, Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne. Lausana, Suiza.

Koné, D. (2010). Making Urban Excreta and Wastewater Management contribute to Cities' Economic Development: A paradigm shift. Water Policy 12 (4), p.602-610.

Lüthi, C., Panesar, A., Schütze, T., Norström, A., McConville, J., Parkinson, J., Saywell, D., Ingle, R. (2011). Sustainable Sanitation in Cities: A Framework for Action. Sustainable Sanitation Alliance (SuSanA), International Forum on Urbanism (IFoU), Papiroz Publishing House, Rijswijk, Holanda. Disponible en: http://www.susana.org/en/resources/library/details/1019

Mbéguéré, M., Gning, J.B., Dodane, P.H., Koné, D. (2010). Socio-economic profile and profitability of faecal sludge emptying companies. Resources, Conservation and Recycling 54 (12), p.1288-1295.

Moe, C. L., Rheingans, R.D. (2006). Global challenges in water, sanitation and health. Journal of Water and Health 4 Suppl. 1, p.41-57.

Pybus, P., Schoeman, G. (2001). Performance indicators in water and sanitation for developing areas. Water Science and Technology 44 (6), p.127-134.

Strauss, M., Montangero, A. (2003). FS Management – Review of Practices, Problems and Initiatives. Engineering Knowledge and Research Project - R8056 Capacity Building for Effective Decentralised Wastewater Management. EAWAG, Dübendorf, Suiza.

UNEP (2010). Africa Water Atlas. Department of Early Warning and Assessment (DEWA). Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA). Nairobi, Kenia.

Preguntas para el Estudio de este Capítulo

1. Explique la importancia de cinco aspectos institucionales del MLF.
2. ¿Cuál es el papel del control de cumplimiento de las regulaciones en el MLF?
3. ¿Cuándo es preferible que una entidad transporte los LF y otra los trate? ¿Cuáles son los desafíos de un arreglo así?

Capítulo 13

Transferencias y Responsabilidades Financieras en Cadenas de Manejo de Lodos Fecales

Objetivos de aprendizaje

- Entender cómo los diferentes actores en una cadena de servicio se relacionan entre sí con respecto a las finanzas.
- Familiarizarse con los tipos de transferencias financieras que juegan un papel en el manejo de lodos fecales.
- Conocer diferentes modelos de flujo financiero en el manejo de lodos fecales.
- Comprender la complejidad de diseñar, implementar, monitorear y optimizar un sistema entero de manejo de lodos fecales que toma en cuenta todas las interacciones financieras entre los actores.

13.1 INTRODUCCIÓN

Una de las razones por las que los sistemas de manejo de lodos fecales (MLF) no han sido implementados más ampliamente es su complejidad financiera y política. Esto se debe no solo al número de actores con intereses económicos, sino también la diversidad de sus otros intereses.

A diferencia de otros tipos de infraestructura, como la de la electricidad, en los cuales un solo servicio público se responsabiliza de la generación, entrega, operación, mantenimiento y facturación, un sistema de MLF incluye generalmente varios actores, cada uno responsable de otra parte de la cadena de tratamiento. Por lo tanto, pagos deben realizarse cada vez que la responsabilidad pasa de un actor al otro. Solo un conjunto muy especial de condiciones políticas y financieras pueden fomentar un entorno que permite que cada actor realice su tarea y la cadena completa de tratamiento pueda formarse.



Figura 13.1 **Ofrecer un servicio y cobrarlo es siempre difícil en asentamientos informales, lo que se complica aún más por la falta de tenencia de la tierra y el acceso precario (foto: Linda Strande).**

Este capítulo examinará los flujos financieros en diferentes sistemas de MLF y analizará los puntos críticos de transferencia financiera y de responsabilidades. Para entender el sistema completo de MLF, este capítulo se inicia con la definición de los diferentes actores y sus funciones. Los tipos de transferencia financiera serán desglosados, con un énfasis en los actores que los realizan. Cinco diferentes modelos de transferencias serán examinados, con diferentes combinaciones de actores. Luego, se ofrece un pequeño ejercicio basado en un modelo de negocios de una microempresa de recolección y transporte de lodos fecales (LF), con el fin de ilustrar la cantidad y magnitud de las transferencias financieras. Por último, se concluye con perspectivas para el futuro.

13.2 MODELOS FINANCIEROS

13.2.1 Actores en las transferencias financieras

Casi cada actor en el MLF participa en algún tipo de interacción financiera. Los actores son las personas, instituciones o empresas que dan o reciben pagos a cambio de tomar responsabilidad por uno o más procesos en la cadena de tratamiento de los LF. Los actores y sus responsabilidades financieras se resumen en los siguientes párrafos.

Las industrias del uso final son los actores que aprovechan los nutrientes, la energía y la capacidad de enmendar los suelos (como 'abultamiento edáfico') de los LF tratados. Este sector es relativamente nuevo, pero está incrementándose dentro de la cadena de MLF. Los usos finales deben ser considerados al diseñar la cadena de servicio a fin de aplicar las tecnologías más apropiadas y generar el producto más apto posible para el uso deseado (Diener *et al.*, 2014).

Dada la demanda cada vez mayor de nutrientes sostenibles, económicos y abastecidos localmente, la agricultura surgirá probablemente como un actor muy importante en el uso final. Los LF también constituyen una fuente alentadora de energía sostenible. En el futuro, los beneficios financieros y las necesidades ambientales podrán impulsar un mejor MLF y contribuir al diseño de los sistemas aplicados. La demanda de lodos y el marco legal para su aplicación tendrán un impacto cada vez más potente en la manera de manejar los LF. (El Capítulo 10 explica la variedad de productos finales.)

Las autoridades gubernamentales son responsables por las reglas y regulaciones que las compañías privadas y servicios públicos deben acatar. Pueden asignar fondos a las empresas públicas o contratar los servicios de compañías privadas, pero también pueden planificar y manejar sus propios programas internos de MLF. Son responsables por la recaudación de impuestos para cubrir completa o parcialmente sus presupuestos. También pueden recibir ayuda internacional para la construcción, operación o mantenimiento de infraestructura pública.

Los usuarios de los inodoros son los responsables de retirar periódicamente los LF de las estructuras descentralizadas en las propiedades que tienen o alquilan. Estas estructuras incluyen tanques sépticos, letrinas de pozo, reactores anaeróbicos con deflectores (ABR) u otras construcciones similares de contención.

Las organizaciones no gubernamentales (ONG) operan sin fines de lucro y no son financiadas directamente por el gobierno, aunque pueden ser subcontratadas para ciertas tareas. Cumplen una función de servicio social en los casos que los gobiernos y las empresas privadas no pueden o no están dispuestos de operar eficientemente.

Las compañías privadas ofrecen bienes y servicios con fines lucrativos. Se rigen por las leyes del Estado y pueden aceptar contratos gubernamentales. Sin embargo, no son vinculados por completo o en parte con ningún gobierno de cualquier ámbito y no reciben fondos fiscales garantizados, aunque pueden solicitar subsidios, préstamos, etc.

Las empresas públicas son las responsables de operar y mantener la infraestructura pública, por ejemplo del agua y la electricidad. Son extensiones de las autoridades gubernamentales y, como tal, son financiadas dentro de los presupuestos gubernamentales. Según su eficiencia y cobranza, pueden operar a pérdida. Proveen servicios importantes que de otra manera podrían no existir en un mercado totalmente libre (p.ej., tratamiento de los lodos) pero son operadas generalmente como monopolios. Sin embargo, las compañías privadas están reconociendo cada vez más el potencial económico de operar dentro del ámbito tradicional de las empresas públicas y, por lo tanto, estos servicios públicos ya no están exentos de la competencia.

13.2.2 Transferencias financieras

Dentro de un sistema de MLF, se intercambia el dinero por diferentes actividades (p.ej., vaciado, transporte, procesamiento) en diferentes órdenes de magnitud (p.ej., pagos pequeños de servicios, costos de construcciones masivas) y a diferentes frecuencias (p.ej., tarifas diarias por transferencias, impuestos anuales). A fin de lograr un modelo de negocios que sea económicamente sostenible, se debe seleccionar los tipos de transferencia con prudencia. A continuación, se expone un breve resumen de los tipos más comunes de transferencias financieras que son aplicables en el MLF.

Un apoyo presupuestario se refiere a transferencias de dinero entre actores para cubrir completa o parcialmente el presupuesto operativo de uno de ellos. En general, una autoridad gubernamental daría este apoyo a una empresa pública, pero gobiernos o agencias internacionales (p.ej., USAID o el Banco de Desarrollo Asiático) pueden apoyar así a ministerios, sectores o ambos. Este apoyo suele ser incondicional y a largo plazo. En otras palabras, no está vinculado a una tarea específica, sino que completa las necesidades presupuestarias diarias. A diferencia, cabe mencionar que las transferencias condicionales están volviéndose cada vez más preferidas, ya que premian los resultados deseados y fomentan la transparencia.

Tabla 13.1 Tarifas y tasas de descarga en sitios oficiales en el año 2004 (adaptado de Collignon, 2002; Jeuland, 2004)

Ciudad	Costo por descarga (€)	Porcentaje del total de descargas	Descargas por año	Tipo de sitio
Cotonou, Benín	8,60	75%	26.667	Tratamiento*
Kampala, Uganda	5,60	42%	7.000	Tratamiento
Dar-Es-Salaam, Tanzania	3,10	7%	100.000	Tratamiento
Kumasi, Ghana	2,00	95%	-	Tratamiento
Dakar, Senegal	1,20	74%	67.525	Solo descarga

*** No se puede garantizar un tratamiento correcto, puesto que la estación fue diseñada incorrectamente y se encuentra sobrecargada.**

Una inversión de capital es la que se paga una sola vez al inicio de un proyecto para cubrir todos los materiales, mano de obra y otros gastos necesarios para construir infraestructura. Esto podría incluir la compra de terrenos para la construcción de lechos de secado, el diseño y construcción de una estación de tratamiento, la adquisición de camión aspirador para recolección y transporte o la instalación de tanques sépticos en los hogares. Puede ser pagado por cualquiera de los tipos de actores mencionados en la sección anterior.

Una tarifa de descarga es lo que se cobra a cambio del permiso de descargar los LF en alguna instalación. Se la paga con la intención de transferir la responsabilidad a un actor que es técnica y legalmente capaz de procesar con seguridad los LF o transferirlos a otro actor responsable. En teoría, cualquier terrateniente podría cobrar una tarifa de descarga y permitir el vertido, por más que no cuente con las precauciones adecuadas de seguridad. Por lo tanto, las tarifas de descarga oficiales (en conjunto con el cumplimiento de las leyes) deben



Figura 13.2 El cobro de tarifas de descarga. Una buena contabilidad es esencial para entender cómo funciona cualquier negocio y cómo se le podría mejorar (foto: Linda Strande).

estar estructuradas de tal manera que no se crea un incentivo para que los individuos cobren su propia tarifa de descarga no regulada y compitan con las tarifas oficiales. Sin embargo, ha sido argumentado que las tarifas de descarga no se correlacionan con la descarga ilegal, es decir, tarifas mayores no ocasionan un menor uso de las instalaciones autorizadas (Tabla 13.1).

La manera más equitativa y económicamente beneficiosa para cobrar una tarifa de descarga no es evidente. Podría cobrarse según el volumen de los LF descargados (que es difícil de medir y no toma en cuenta su dilución) o por cada evento de descarga sin tomar en cuenta el volumen. Ambas alternativas tienen consecuencias para el negocio de recolección y transporte y para la ETLF en cuestión de cómo pueden optimizar sus finanzas. Los pagos por eventos de descarga podrían fomentar que se llenen más eficientemente los camiones y las ETLF recibirían menos descargas pero más grandes.

Un incentivo por descarga es lo opuesto de la tarifa de descarga. Es un pago para premiar a la compañía de recolección y transporte por descargar los LF en el lugar designado y para desincentivar la descarga ilegal y no regulada. Al pagar en lugar de cobrar significa que la ETLF tendría que tener otras maneras de cubrir sus gastos, probablemente en la forma de un impuesto de saneamiento. Un incentivo de 5 dólares por descarga fue propuesto para Uagadugú, Burkina Faso para prevenir la descarga ilegal aunque no se ha publicado los resultados a largo plazo de este programa (SANDEC, 2006). Estos incentivos recompensan a las personas a realizar tareas que de otra manera tal vez no harían, pero que son socialmente deseables. Son controvertidos, porque algunos argumentan que no se debería pagar a las personas para hacer lo correcto, pero algunos programas han sido muy exitosos, al aplicar más el estímulo que el castigo y así lograr mayor rendimiento de la inversión pública que campañas mediáticas, de presión social o de educación (Gertler y Boyce, 2001; Kakwani *et al.*, 2005; Eldridge y Palmer, 2009; Banerjee *et al.*, 2010).

Una licencia de descarga es un instrumento financiero utilizado para controlar la cantidad y la calidad de compañías de recolección y transporte que son permitidas a descargar LF en la ETLF. En teoría, la licencia es otorgada basada en la calidad comprobada de los servicios de tal actor. Sin embargo, en la práctica, es frecuentemente una manera de generar ingresos para la entidad que emite las licencias y pocos postulantes son denegados. Desde 1998, los operadores en Nairobi, Kenia, han pagado 260 y 780 dólares estadounidenses (para camiones menores a 3 m^3 y mayores a 7 m^3, respectivamente) para sus licencias anuales. Esta licencia les permite descargar en el alcantarillado municipal, reduciendo así su tiempo de transporte y las descargas indiscriminadas (Water and Sanitation Program Africa, 2005). Por otro lado, este sistema puede excluir las compañías más pequeñas que no disponen de tanto capital, lo que podría crear un mercado negro en paralelo de operadores que trabajan sin permisos o licencias.

Una tarifa de vaciado es lo que se cobra al usuario por retirar los LF de su estructura descentralizada de contención. En general, el mismo actor también es responsable por el transporte, aunque algunos operadores independientes vacían manualmente los tanques y pozos y los miembros de la familia deben transportarlos. En algunos casos, los usuarios pueden ayudar a la compañía de recolección y transporte a cambio de una reducción en la tarifa. En muchos casos, se paga la tarifa una vez realizado el trabajo, pero este modelo de pago no incentiva a los miembros del hogar a organizar el vaciado hasta que esté absolutamente necesario. Así, la cantidad de lodos a manejar es demasiado impredecible (aunque existen algunas tendencias según las épocas del año), lo que genera incertidumbre para las compañías de recolección y transporte, sin mencionar los operadores de las ETLF. A veces, las familias pobres pueden no estar en condiciones para pagar la tarifa de un vaciado completo y solo solicitan la extracción de una pequeña porción, por decir el primer metro.

Las tarifas de vaciado varían según el país, región, moneda, mercado, volumen, condición de la vía de acceso y muchos otros criterios. Por ejemplo, en un asentamiento informal de Nairobi, Kenia, conocido como Kibera, se suele pagar 8 dólares estadounidenses para la extracción manual de 0,2 m^3 (200 L) de LF o 196 dólares para extraer 3 m^3 con un camión aspirador (lo que quiere decir que el camión cuesta un 63 % más para la misma cantidad; Water and Sanitation Program Africa, 2005).

Una multa es un instrumento del gobierno u otra autoridad legal para controlar y desincentivar los comportamientos no deseables. Pueden aplicarse para prevenir la descarga ilegal de LF y fomentar la descarga legal que costaría menos. Esto solo ocurre si las multas son suficientemente altas y el control de cumplimiento es suficientemente frecuente, como para representar una amenaza real para las prácticas ilegales. Cabe mencionar, sin embargo, que las multas solo son justas si una alternativa legal existe a un precio razonable, por ejemplo acceso a una ETLF con un horario normal y tarifas alcanzables.

Los costos de operación y mantenimiento (OyM) son los gastos permanentes o periódicos durante toda la vida útil de una infraestructura o equipo. Los camiones, bombas, mangueras y otros equipos se desgastan con el uso y su frecuencia de reemplazo depende de las condiciones operativas y su mantenimiento. Aunque la falta de pagos de OyM puede ocasionar reducciones en la vida útil de los equipos, otras necesidades más inmediatas, como la compra de combustible, pueden priorizarse. Los dueños de los camiones aspiradores o de bombeo enfrentan altos costos de OyM, por el desgaste causado por la presencia de materiales foráneos, como arena y basura. (Hay más información sobre OyM en el Capítulo 11.)

Un precio de compra es lo que un actor le paga a otro por volverse el dueño único de un bien. Puede pagarse en cualquier punto o con cualquier frecuencia, a diferencia de los costos de inversión que ocurren únicamente al inicio de un proyecto. Depende de la oferta, la demanda y los posibles subsidios. Por ejemplo, un agricultor puede comprar LF tratados de una empresa pública para establecer un invernadero, lo que sería un costo de inversión para él, mientras un ladrillero puede adquirir LF secos para combustible cada semana y es un costo de OyM para él.

Un impuesto de saneamiento es una tarifa anual (o por otros periodos de tiempo) que se paga a cambio de servicios ambientales y puede estar adjunto al cobro de agua potable, alcantarillado, recolección de LF o una combinación de estos servicios. El beneficio de esto para la agencia gubernamental es que genera una fuente estable de ingresos que permite planificar y realizar las actividades de tratamiento y actualización más fácilmente. Sin embargo, este impuesto puede aplicarse a los hogares que no tienen una conexión al alcantarillado y que tendría que pagar por aparte las tarifas de vaciado de sus estructuras descentralizadas de contención. En este caso, estas familias tienen que pagar dos veces por los servicios de saneamiento. De esta manera los pobres pueden estar pagando más para un servicio de menor calidad, pero, por otro lado, puede ayudar a financiar los servicios de saneamiento. Robbins *et al.* (2012) analizaron los impuestos de saneamiento en cuatro ciudades de las Filipinas e indicaron la manera en que un impuesto de saneamiento, cobrado junto con la cuenta del agua o los impuestos prediales, fue utilizado para mejorar el MLF y ayudar a financiar la recolección y transporte de los lodos.

Sin embargo, un impuesto de saneamiento puede ser diseñado de tal manera que beneficia a los pobres y financia directamente el mejoramiento del servicio. Por ejemplo, un impuesto basado en el consumo de agua obligaría a las personas que más consumen el agua a subsidiar los servicios para los que usan menos agua y requieren probablemente más vaciado de pozos por no contar con conexiones al alcantarillado (Steiner *et al.*, 2003). Por otro lado, se ha calculado que aún una tarifa uniforme anual de solo un dólar por persona podría financiar completamente un programa sostenible de MLF. Aunque pagos mensuales podrían ser preferibles para los clientes de bajos ingresos que difícilmente podrían pagar una gran tarifa anual, un modelo de pagos mensuales requeriría un alto grado de organización y transparencia para emitir, seguir y recibir los pagos.

Tanto los costos de OyM como los costos de inversión son pagados a una lista larga y diversa de actores (p.ej., mecánicos, proveedores, bancos) y no se podría incluir a todos. Se expone un listado detallado de costos en la Sección 13.4, donde se analizan las transferencias financieras de una microempresa de recolección y transporte.

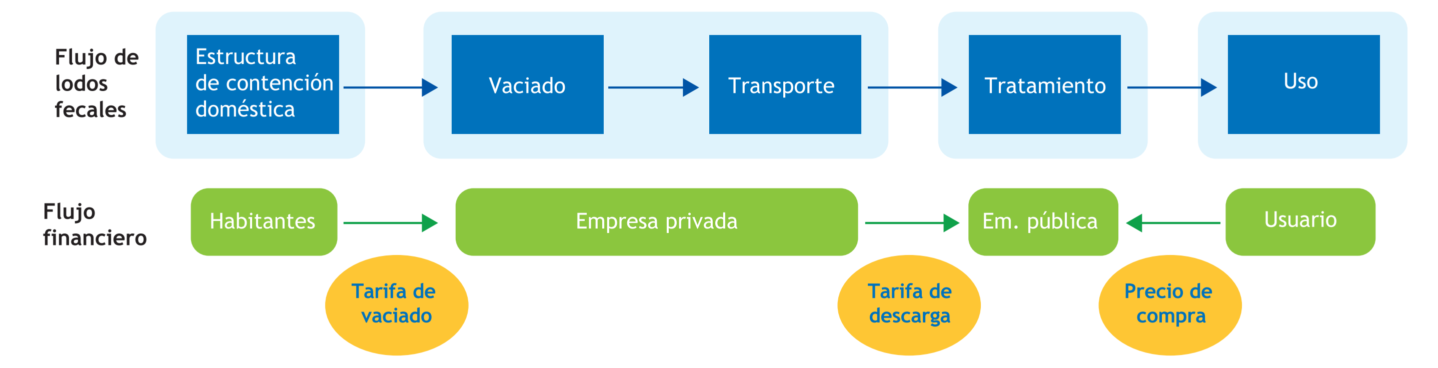


Figura 13.3 Modelo 1: Recolección y tratamiento por diferentes actores. Se observan las responsabilidades de cada actor, juntos con las transferencias financieras correspondientes.

13.3 MODELOS DE FLUJO FINANCIERO

No existe un solo modelo de MLF que se ha comprobado a ser eficiente en todas la situaciones. De hecho, los modelos de entrega de servicios se modifican y reestructuran constantemente según las condiciones económicas, legales y ambientales. Además, las responsabilidades dentro de cada sistema se cambian constantemente y, asimismo, las transferencias financieras entre los actores pueden tomar varias formas.

Varios modelos financieros para el MLF han sido propuestos y Steiner *et al.* (2003) han resumido estas numerosas posibles configuraciones. Esta sección expone una selección representativa de cinco diferentes modelos basados en los casos de estudio existentes y ejemplos teóricos. Estos modelos difieren en función de los actores, sus responsabilidades y los tipos de transferencias financieras que se realizan.

En los diagramas de la Figuras 13.3 a 13.8, las partes del sistema de MLF están en azul, la responsabilidad respectiva en verde y el tipo de transferencia en amarillo. La dirección de las flechas verdes indica quién paga a quién. Si una flecha está entrecortada, esto significa que la transferencia correspondiente es opcional.

La Figura 13.3 representa un modelo sencillo de transferencias financieras, en el cual cada actor se encarga de una sola actividad (con excepción que el vaciado y el transporte son realizados por el mismo actor) y se entrega dinero con cada transferencia de responsabilidad. La familia que usa el inodoro le paga a una empresa privada una tarifa de vaciado por extraer los LF y esta empresa se encarga de vaciar y transportar los lodos. Luego esta empresa le paga una tarifa de descarga a la empresa pública por aceptar y tratar los LF. La empresa pública también recibe el precio de compra de los usuarios de los LF tratados u otros productos finales de tratamiento, como pasto para alimentar a los animales. En este modelo, la empresa pública funciona independientemente de la autoridad gubernamental y debe cubrir todos sus costos con tarifas de descarga y de venta que sean suficientemente altas.

Este tipo de modelo tiene dos posibles consecuencias negativas: la empresa privada está obligada a pasar las altas tarifas de descarga a sus clientes y los más pobres quedarían excluidos o, por otro lado, la empresa privada podría evitar la tarifa al descargar los LF ilegal pero gratuitamente en terrenos no designados para esto. En un esfuerzo para minimizar los costos y mejorar su competitividad en el mercado local, la empresa privada podría tratar de ahorrar dinero en los costos de OyM (p.ej., mantenimiento del camión y de la bomba) y como resultado se reduce la vida útil, al final de la cual puede quedar en la bancarrota. Además, como la empresa pública se opera sin apoyo financiero directo de la autoridad gubernamental, es menos probable que haya supervisión administrativa y posiblemente menos acato a las normas de calidad.

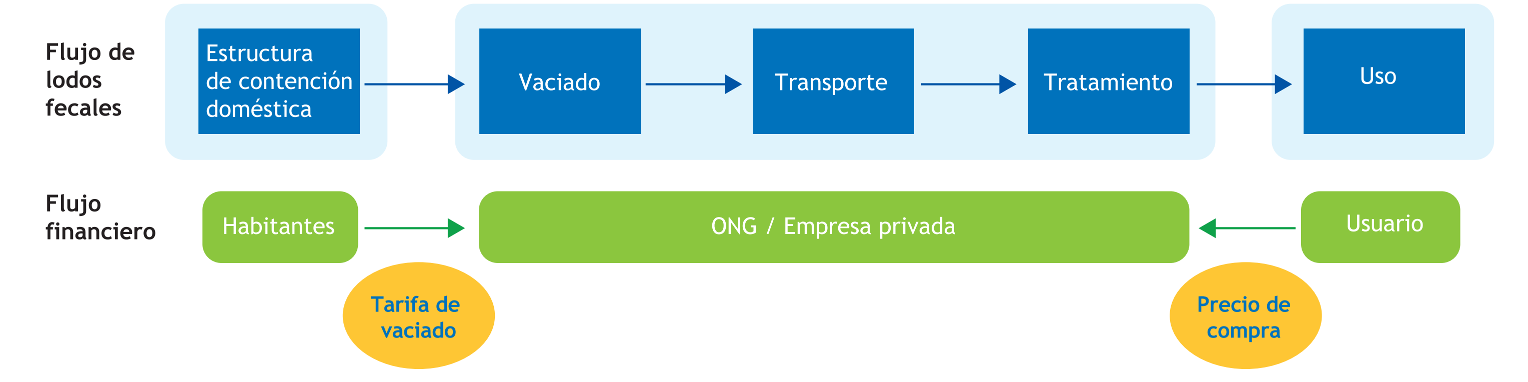


Figura 13.4 Modelo 2: La integración de la recolección, el transporte y el tratamiento en una sola entidad.

Sin embargo, este modelo podría servir como un punto de entrada para la autoridad gubernamental a iniciar un apoyo presupuestario, no solo para fortalecer la calidad del servicio, sino también para reducir la necesidad de cobrar tarifas de descarga para cubrir los costos de operación y así disminuir la cantidad de descargas ilegales. Es factible también aplicar un variante de este modelo, en el cual la entidad que trata los lodos no está sujeta a irregularidades por parte de la empresa privada que se responsabiliza del vaciado (Modelo 2; Figura 13.4).

El Modelo 2 es similar al Modelo 1, pero las implicaciones financieras son muy diferentes. En el Modelo 2, una sola empresa privada u organización no gubernamental (ONG) se encarga del vaciado, transporte y tratamiento, eliminando así la necesidad de una tarifa de descarga entre actor a cargo del transporte y el que está a cargo del tratamiento. A continuación, se explican algunas implicaciones operativas y financieras importantes que genera este cambio de modelo.

La empresa privada recibe directamente de los usuarios de los inodoros las tarifas de vaciado y no tienen que ser tan altas, ya que no hace falta pagar una tarifa de descarga. Por lo tanto, es un beneficio para las familias.

El mercado puede responder en una de tres maneras: (1) un modelo financiero eficiente puede desarrollarse, que incluye subvenciones cruzadas entre las actividades de negocios; (2) los operadores independientes de vaciado y transporte podrían salir del mercado, por no poder competir, o podrían permanecer atendiendo los sectores de peor acceso (y menos rentables); o (3) un modelo menos óptimo podría fomentar la creación de nuevas empresas de recolección y transporte que ofrecen el servicio a menor costo al descargar ilegalmente en el ambiente y no existe un control adecuado de cumplimento que les obligue a pagar las tarifas o multas.

Un variante de este modelo fue documentado en Bamako, Mali (Collignon, 2002; Bolomey *et al.*, 2003; Jeuland, 2004). Un ONG, IE Sema Saniya, tenía y operaba dos camiones aspiradores y una ETLF. Como no había una tarifa de descarga, no había ningún incentivo para realizar descargas ilegales, pero la sostenibilidad del modelo fue cuestionada. Las tarifas de vaciado que eran necesarias para cubrir el costo del transporte y tratamiento eran demasiados elevados para muchos de los hogares y hacía falta desarrollar más estrategias de recuperación de recursos para asegurar la sostenibilidad financiera del sistema.

En el Modelo 3, los usuarios de los inodoros pagan un impuesto de saneamiento directamente a la autoridad gubernamental, junto con los pagos de agua potable, alcantarillado o impuestos prediales (Figura 13.5). La empresa pública recibe un apoyo presupuestario del gobierno y, por lo tanto, puede bajar la tarifa de descarga (en comparación con el Modelo 1), lo que reduce el costo total para la empresa privada. La tarifa de descarga debe ser suficientemente alta como para cubrir el costo de tratamiento, sin ser tan alta que las familias no puedan pagar la tarifa de vaciado o que las compañías de transporte prefieran descargar ilegalmente. Este sistema es muy vulnerable a la corrupción o reducciones en el servicio, si la autoridad gubernamental no es competente

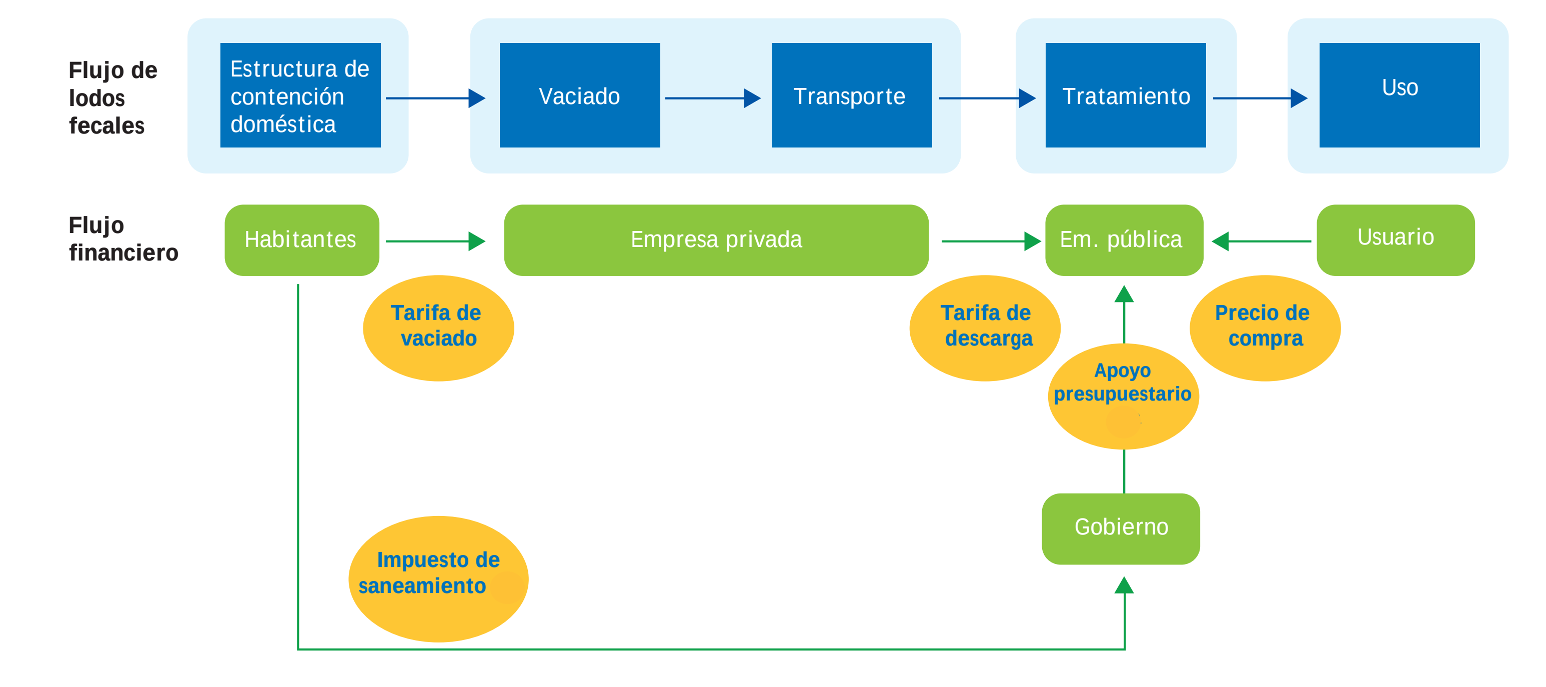


Figura 13.5 Modelo 3: Tarifas e impuestos en paralelo.

y transparente en su repartición del dinero. Además, el balance financiero depende muchísimo del cobro del impuesto de saneamiento. La tenue tenencia de la tierra, los malos registros, la corrupción, la gran proporción de población flotante y otros aspectos de los centros urbanos en rápido crecimiento dificultan el cobro estable de los usuarios. Es famoso el bajo grado de recaudación de tarifas en muchos gobiernos y las fluctuaciones en estos fondos pueden afectar fuertemente la capacidad de la empresa pública para la toma de decisiones de largo plazo sobre la OyM, en especial si el gobierno no tiene reservas suficientes para amortiguar esta variación.

En el modelo de licencias e impuestos en paralelo (Modelo 4, Figura 13.7), las entidades privadas que recolectan y transportan los LF no están penalizadas con una tarifa de descarga en la ETLF, sino que tienen acceso ilimitado (o semilimitado) para descargar mediante una licencia de descarga. De esta manera, se reduce la tentación de verter los lodos ilegalmente cuando no están en condiciones de pagar la tarifa o desean economizar.

Al tener que pagar por esta licencia, aunque sea una mínima cantidad, esto le da al gobierno más control administrativo sobre esta actividad. Permite reunir datos sobre el número de operadores, sus ingresos, las distancias recorridas, etc. y esta información servirá para formular las políticas. Además, la licencia constituye una autorización del gobierno para realizar esta actividad y, en teoría, no debe hacer falta pagar tantos sobornos, tarifas o multas durante su trabajo. Se implementó este modelo en Kumasi, Ghana y se revoca la licencia de cualquier empresa que descarga fuera la ETLF (Mensah, 2003; SANDEC, 2006). También, se ha establecido un sistema de licencias anuales en el asentamiento informal de Kibera, en Nairobi, Kenia (Water and Sanitation Program Africa, 2005) y asimismo en Da Nang, Vietnam, solo que allí son renovadas mensualmente (Steiner *et al.*, 2003).

Caso de Estudio 13.1: la Estación de Tratamiento de Lodos Fecales Cambérène en Senegal

(Adaptado de Mbéguéré *et al.*, 2010 y Dodane *et al.*, 2012)

En Dakar, Senegal, la ETLF Cambérène es operada por la Empresa Nacional de Saneamiento (ONAS). Esta instalación incluye tanques de sedimentación y espesamiento y lechos de secado sin plantas y fue diseñada para tratar 100 m^3 de LF por día, los que producen unas 41.500 personas. Se reciben LF de tanques sépticos, vaciados por camiones aspiradores operados por compañías privadas de vaciado y transporte. Se aplica el Modelo 3 de flujo financiero: 'Tarifas e impuestos en paralelo' (Figura 13.5).

Los hogares pagan $50 ($ = dólar estadounidense) a las compañías privadas de vaciado y transporte para retirar 10 m^3 de LF, lo que significa unos $5/persona/año. Además, pagan un impuesto de saneamiento al ONAS de $2/persona/año. El cobro anual por persona ($7) es aproximadamente el 2 % del presupuesto doméstico de la población en Dakar.

Las compañías de vaciado y transporte hicieron grandes inversiones en sus camiones, las que tienen que pagar a través de mucho tiempo y se ha estimado que equivalen unos $0,30/persona/año. La compañía también debe pagar la tarifa de descarga en la ETLF, la que equivale uno $0,40/persona/año. El resto del dinero se destina a los costos de OyM que incluyen sueldos, combustible, gastos generales y mantenimiento de los camiones. Este total debe ser menor a $4,30, si la compañía va ser rentable.

ONAS tiene dos principales fuentes de ingresos: el impuesto de saneamiento que pagan los contribuyentes y la tarifa de descarga que pagan las compañías de vaciado y transporte. A fin de generar más ingresos y mejorar el reciclaje de nutrientes, se venden las LF secos como enmienda del suelo en la agricultura, lo que suma unos $250/año (o $0,007/persona/año).

La operación y mantenimiento diario de la ETLF (en electricidad, sueldos, etc.) cuesta cerca de $1/persona/año. Los costos de inversión al construir la ETLF pueden anualizarse $1,30/persona/año. La Figura 13.6 muestra un resumen de estos flujos financieros.

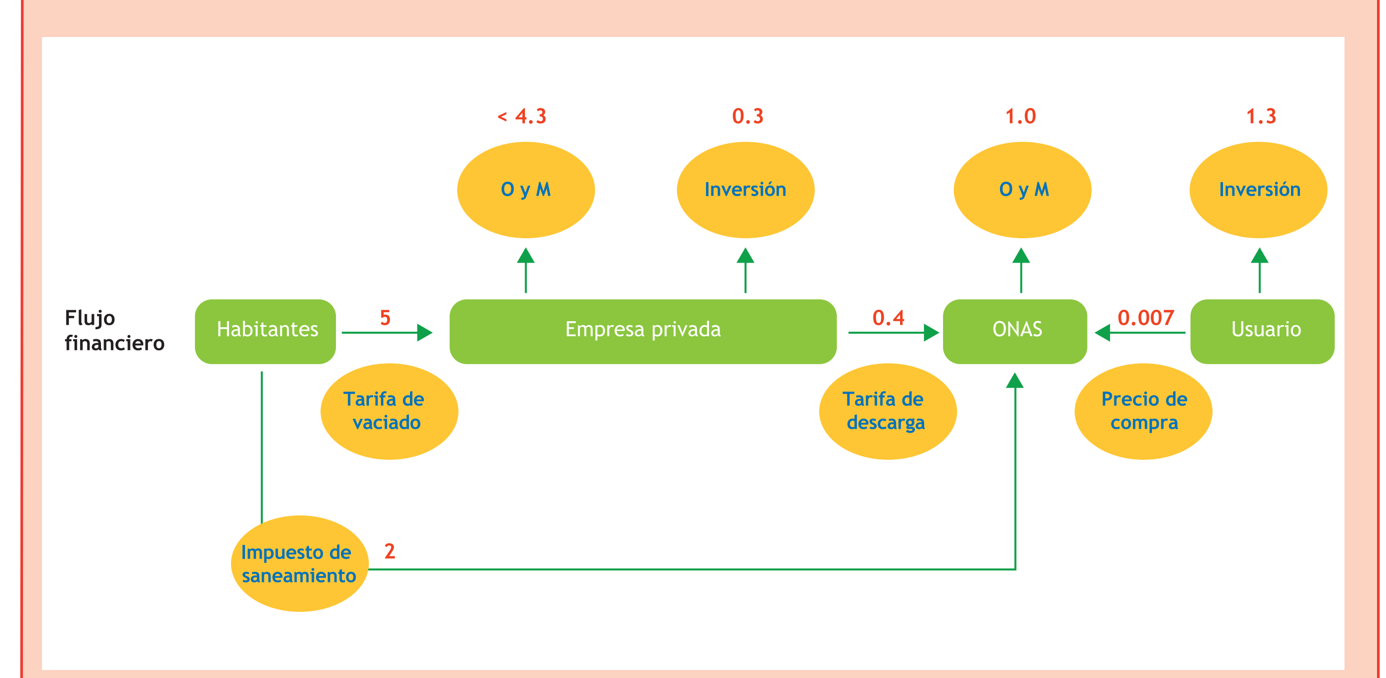


Figura 13.6 El flujo financiero de un sistema de manejo de lodos fecales en Dakar, Senegal (en dólares americanos).

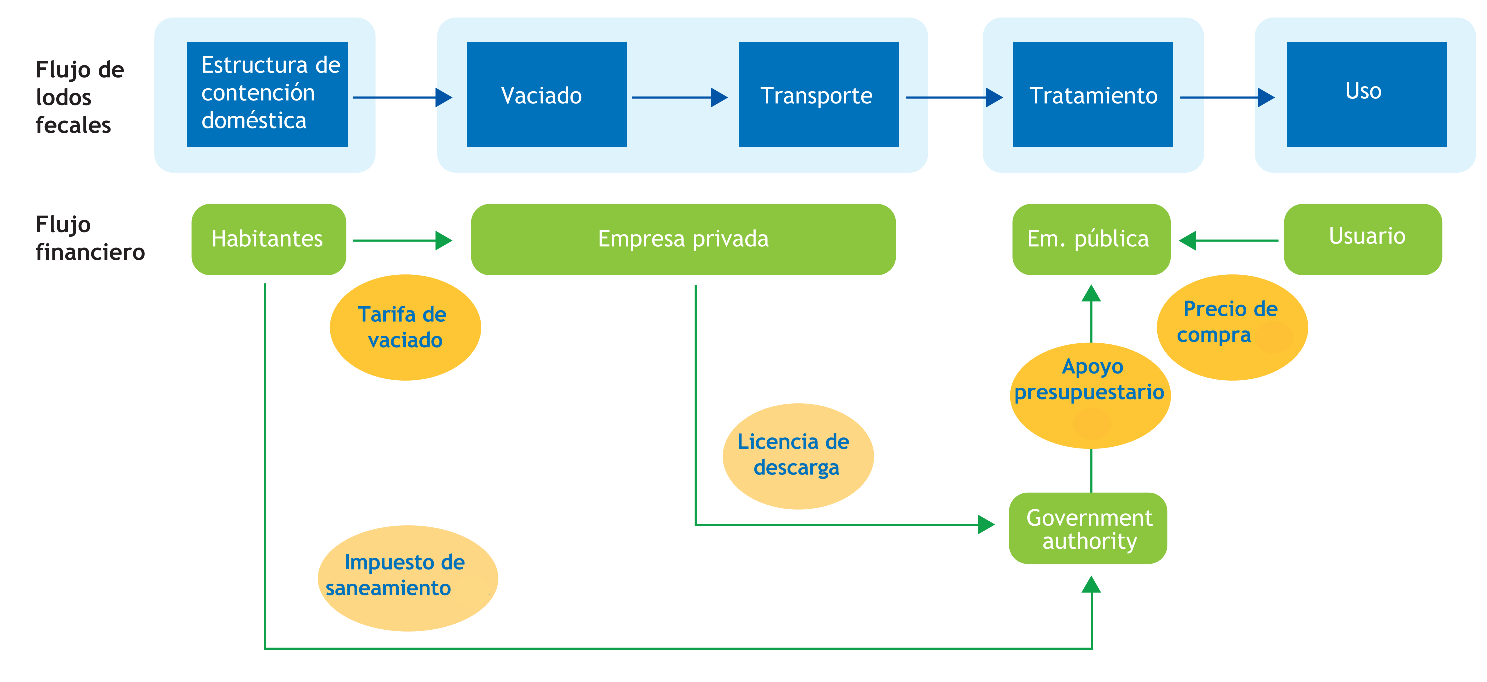


Figura 13.7 Modelo 4: Licencias e impuestos en paralelo.

Como se explicó en el Capítulo 4, las compañías de recolección y transporte de LF en gran medida no han sido reconocidos. Sus empleados son frecuentemente marginados y obligados a trabajar clandestinamente o en horas de la noche, bajo la amenaza de persecución o control policial. Por lo que funcionan muchas veces de manera informal, las leyes laborales y sanitarias no son acatadas y los trabajadores sufren condiciones inseguras y humillantes, sin el amparo de los derechos básicos que se aplican en otras actividades (Eales, 2005). Por lo tanto, aunque sea costoso y posiblemente sujeta a corrupción, la obtención de licencias es uno de los primeros pasos hacia la formalización de esta actividad y la aplicación de políticas más transparentes y eficientes. La concesión de licencias es un mecanismo que no excluye los operadores pequeños, tanto que puedan pagar el costo, y puede contribuir a mejorar las normas y condiciones de trabajo de esta actividad. Puede también ayudar a mejorar la provisión de este servicio a la población.

Un aspecto importante del Modelo 5 (Figura 13.8) es la direccionalidad de la transferencia entre la empresa pública y la empresa privada. En este caso, la entidad que opera la ETLF les paga a los responsables de recolección y transporte un incentivo para descargar ordenadamente los LF en la estación de tratamiento. Este modelo puede tomar varias formas. Por esta razón, los flujos del impuesto de saneamiento y de la licencia de descarga están marcados con líneas entrecortadas, ya que pueden aplicarse o no según el contexto.

Como se indicó anteriormente, los incentivos financieros pueden aplicarse para fomentar los comportamientos que son socialmente deseables. En el caso de los incentivos de descarga, este pago promueve la recolección de los LF y evita su descarga ilegal. Estas transferencias condicionales de dinero son relativamente nuevas y, aunque ya existen resultados alentadores en programas de salud y educación, hay todavía pocos datos para respaldar su aplicación en el saneamiento (SANDEC, 2006).

El Modelo 5 se basa en la teoría que las entidades que recolectan y transportan los LF no alcanzarían a pagar las tarifas de descarga cobradas por las ETLF y podrían verterlos indiscriminadamente, causando gran daño a la salud humana y ambiental.

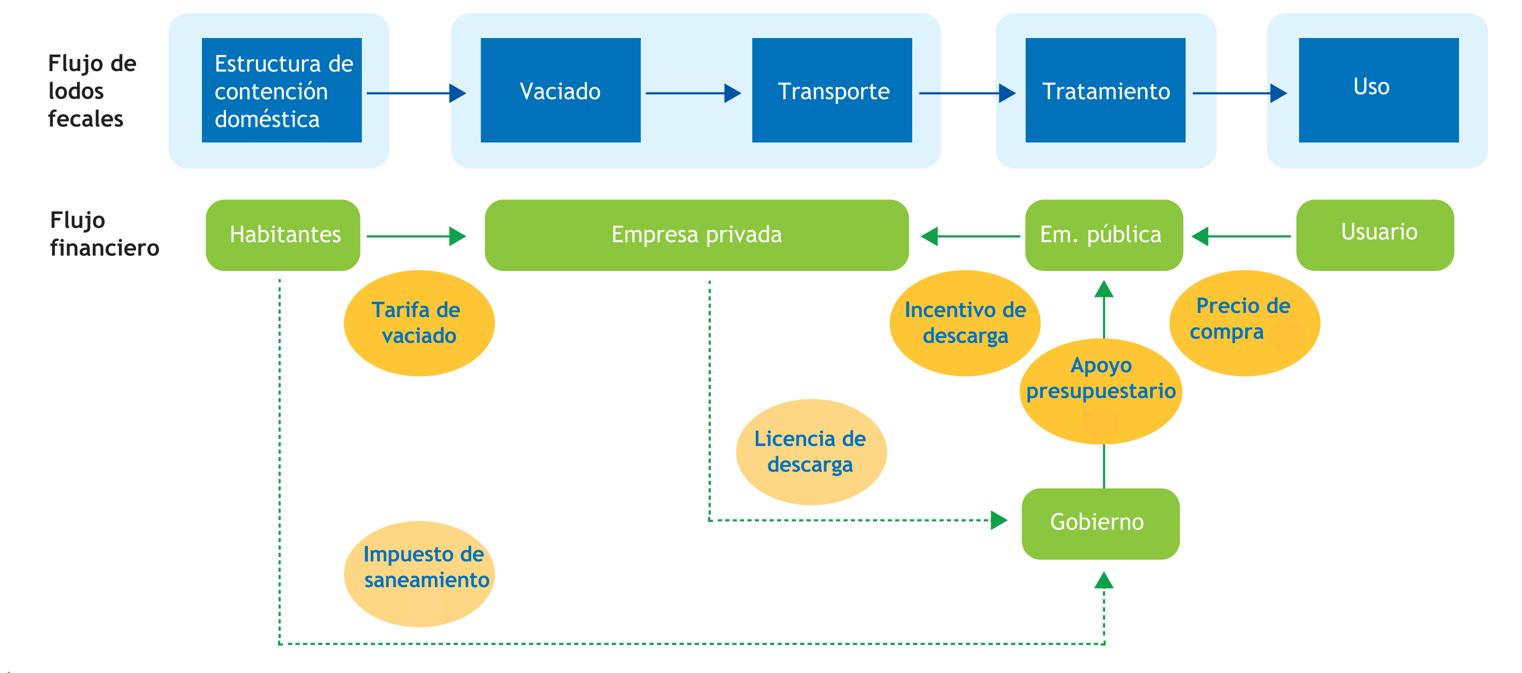


Figura 13.8 Modelo 5: Incentivo para la descarga.

Bajo este esquema, estas entidades tendrían que recuperar solamente una parte de sus gastos operativos con la tarifa de vaciado y el resto vendría del incentivo de descarga. Como resultado, el servicio de recolección sería más económico para todos (incluyendo las familias más pobres), se reuniría una mayor cantidad de lodos, menos material sería regado en el ambiente y la comunidad en general se beneficiaría.

Este modelo también implica que la entidad que opera la ETLF ya no recibiría la tarifa de descarga y, más bien, tiene que pagar el incentivo de descarga. Por lo tanto, solo puede funcionar con amplio apoyo del gobierno o de un donante, que podría resultar variable, dejando a la institución operadora de la ETLF con vacíos en su presupuesto. Para prevenir esto, es probable que se implemente un impuesto de saneamiento para cubrir estos gastos. La tarifa de vaciado podría reducirse, reglamentarse o eliminarse por completo. En este último caso, el usuario del inodoro tendría que pagar todavía el impuesto de saneamiento, aunque ya esté liberado de la tarifa de vaciado.

Una preocupación con el Modelo 5 es que los transportistas podrían aprovechar este incentivo financiero y, en lugar de gastar el tiempo y el combustible para vaciar realmente las estructuras de contención, ellos podrían entregar lodos muy aguados u otros líquidos, los que dañarían el proceso de tratamiento y su viabilidad financiera. Para evitar esto y controlar el tipo y calidad de los lodos entregados en la ETLF, debe haber algún tipo de control de calidad (como se describe en el Capítulo 11).

Una posible variante del Modelo 5 sería la implementación de incentivos para los usuarios a contratar entidades certificadas para retirar sus lodos en forma programada. Así se evitaría que los dueños de casa esperen hasta que la estructura se esté desbordando, traten con compañías inescrupulosas que no tienen licencia o vacíen sus sistemas directamente en el ambiente durante la época de lluvias. No existen ejemplos de este variante en la práctica, su logística sería algo compleja (con comprobación de la entrega de estos pagos a las familias), un control del cumplimiento del vaciado sería necesario y haría falta educar a la población sobre los motivos del incentivo. La Tabla 13.3 resume las ventajas y desventajas de cada uno de estos modelos.

Tabla 13.3 **Un resumen de las ventajas y desventajas de los modelos financieros presentados en este capítulo**

Modelo	Ventajas	Desventajas
Modelo 1: Recolección y tratamiento por diferentes actores	+ Las familias están libres a elegir el precio más económico para el vaciado. + El momento del vaciado es flexible y puede realizarse cuando tengan dinero. + Las familias no tienen que pagar un impuesto de saneamiento.	- Los gastos operativos de la empresa pública tienen que cubrirse con la tarifa de descarga.
Modelo 2: La integración de la recolección, el transporte y el tratamiento en una sola entidad.	+ Una sola entidad puede optimizar su modelo de negocios y mejorar su eficiencia. + Menos posibilidades para la descarga ilegal, ya que esta única entidad descargaría en su propia ETLF.	- Las familias tendrían que pagar tarifas más altas.
Modelo 3: Tarifas e impuestos en paralelo.	+ Las familias pobres que no cuentan con conexión al alcantarillado tendrían tarifas más bajas gracias a las subvenciones cruzadas. + Las compañías de recolección y transporte se benefician de menores tarifas de descarga. + Se incrementan la cobertura y la cantidad de LF recolectados.	- Las compañías de recolección y transporte podrían evitar la tarifa de descarga al verter los LF ilegalmente.
Modelo 4: Licencias e impuestos en paralelo.	+ Regulación y legitimización mediante licencias. + Mejoramiento de las condiciones de salud y seguridad. + Como no hay un límite en el número de descargas, se minimiza el riesgo de vertido ilegal.	- El manejo de tantos aspectos en la cadena de servicio puede ser muy difícil para una nueva compañía u ONG.
Modelo 5: Incentivo para la descarga.	+ Reducción de la tarifa de vaciado que pagan las familias. + Debido al incentivo, aún las casas lejanas o de difícil acceso pueden atraer las compañías de recolección y transporte.	- Se debe controlar la dilución intencional (incluso con agua del mar). - La entidad que opera la ETLF debe contar con suficiente apoyo presupuestario.

13.4 PERSPECTIVA FINANCIERA DE UNA EMPRESA DE RECOLECCIÓN Y TRANSPORTE

Es difícil desmenuzar todos los costos y beneficios de un sistema de MLF, ya que cada actor observa a cada transferencia financiera desde su propia óptica. Por ejemplo, una tarifa de vaciado es un costo para los usuarios de los inodoros pero un beneficio para la compañía de recolección y transporte. Sería más allá del ámbito de este capítulo resumir todos los costos y beneficios de cada actor que opera dentro de cada modelo. Dodane *et al.* (2012) analizaron la distribución de costos y pagos entre los usuarios, los negocios y el servicio público en Dakar, Senegal, y concluyeron que un sistema de MLF es 5 veces más económico que un sistema basado en alcantarillado. Sin embargo, este estudio demostró que un 6 % del costo anualizado del sistema es sostenido inequitativamente por los usuarios en sus hogares y que las compañías de recolección y transporte casi no son rentables. El análisis de estas compañías ofrece un interesante caso de estudio, porque sirven como una manera sencilla pero útil de ilustrar cómo las diferentes transferencias financieras tratadas en este capítulo influyen en la sostenibilidad operativa.



Figura 13.9 **El tráfico lento de la ciudad puede incrementar los costos de combustible y mano de obra en la recolección y transporte de lodos fecales (foto: Linda Strande).**

A pesar de trabajar en la margen de la sociedad, estas compañías pueden ser muy competitivas, lo que obliga a cada emprendedor trabajar en el filo de la rentabilidad. Luego de cortar los costos de todas las maneras posibles, los precios siguen muy altos para muchos de sus clientes. Además, las compañías deben pagar tarifas de descarga e impuestos al gobierno, encima de los costos operativos. El Modelo 1 es el ejemplo más sencillo de las transacciones financieras de estas compañías (Figura 13.3), pero aun así no muestra muchos de los otros pagos que deben realizar, como impuestos y OyM.

Con el fin de demostrar el número y la variedad de costos y pagos asociados con estas compañías (siendo solo parte del sistema entero de MLF), se ofrece un ejemplo en la Sección 13.4.2, al final del cual se debe comprender mejor la complejidad y dificultad de diseñar, implementar, monitorear y optimizar un sistema de MLF que incluye todos los actores y todas las interacciones financieras.

13.4.1 Perspectivas hacia el futuro

Gran parte de la sostenibilidad financiera de las compañías de recolección y transporte depende del apoyo del gobierno. Estructuras legales de sustento son esenciales para cualquier política financiera diseñada a ayudar a estas pequeñas compañías y a la población en general en sus casas (Capítulo 12).

Incentivos de descarga a corto plazo parecen ser una de las maneras más convenientes para fortalecer a los actores privados, ayudar a despejar el atraso en vaciar los tanques y pozos llenos y generar condiciones de estado estable que podrán refinarse o manipularse más mediante mecanismos de finanzas o políticas. Los negocios deben desarrollar su clientela, optimizar sus rutas y cancelar sus deudas de inversión. Al implementar incentivos de descarga durante un periodo corto (p.ej., 5 años), podría ayudar a sostener estos pequeños negocios y mejorar sustancialmente las condiciones sanitarias en poco tiempo. Una vez que las compañías están establecidas, estos incentivos podrían ser retirados paulatinamente y después establecer tarifas de descarga. Incentivos financiados por donantes podrían ser una manera muy eficaz de apoyar la creación de estas pequeñas compañías y enfrentar estratégicamente las deficiencias sanitarias. La eliminación de la tarifa de descarga o el establecimiento de un incentivo de descarga tendría un gran impacto en la sostenibilidad de una compañía de recolección y transporte, además del bienestar financiero de sus propietarios (Sección 13.4.2).

Un impuesto de saneamiento puede ayudar a cubrir el costo del MLF más equitativamente como una función del consumo del agua. El dinero recaudado debería apoyar a la OyM de las ETLF, fomentar la recolección programada, promover el mantenimiento de las estructuras domésticas de contención, reducir la tarifa de descarga o generar un fondo para incentivos de descarga.

La concesión de licencias puede ayudar a controlar la corrupción y la descarga ilegal, si las licencias imparten ciertos derechos genuinos a las personas que las reciben y se imponen multas en caso de abusar de estos derechos, como retirar la licencia si encuentran a un operador vertiendo los LF ilegalmente. (Otros tipos de regulaciones y control de cumplimiento son analizados en el Capítulo 12.) La concesión de licencias también es un primer paso para la formalización del sector y, por lo tanto, abriría la posibilidad que estas compañías reciban otras subvenciones diseñadas para apoyarlas. Estos son beneficios a que no podrían acceder históricamente por trabajar informalmente.

Otras políticas para apoyar a este sector podrían incluir la reducción de impuestos de importación en el caso de camiones aspiradores más eficientes, con menor consumo de combustible, lo que bajaría ampliamente los costos de estas operaciones. También, se podrían ubicar las ETLF más estratégicamente para reducir las distancias recorridas y (muy importante para la ciudad) el tiempo que los camiones pasan atascados en el tráfico urbano.

Al descargar en estaciones de transferencia, que luego son vaciadas por vehículos mayores, permitiría a las compañías vaciar más pozos, pasar menos tiempo en el transporte y ganar más dinero (Capítulo 4; Tilley *et al.*, 2008). Si una infraestructura adecuada existe para el transporte y tratamiento, los portadores de licencia podrían ser permitidos a descargar en el alcantarillado, con el fin de reducir el tiempo de transporte y atender a más hogares. Sin embargo, esta opción depende del debido diseño de la tecnología de tratamiento para prevenir sobrecargas y obstrucciones (Capítulo 9) y puede ser preferible descargar solo la fracción líquida de los

lodos en el alcantarillado, como los sólidos ocasionarían mayores estragos en el alcantarillado y el tratamiento del agua, además existen ahora camiones que pueden separar la fracción líquida (Capítulo 4). El costo de la licencia podría destinarse a la organización de las estaciones de transferencia y los puntos de descarga en el alcantarillado.

Es necesario desarrollar una variedad de políticas para apoyar a las compañías más grandes, que tienen más camiones y atienden a clientes más accesibles que pagan mejor, al mismo tiempo que ayudan a los pequeños operadores que sirven a los hogares más difíciles de acceder, donde pagan menos. Como se analizó en este capítulo, no existe un solo modelo para un MLF eficiente, sino más bien se debe fomentar la flexibilidad y la experimentación en la búsqueda de nuevos mecanismos financieros armónicos.

Las áreas que merecen mayor investigación incluyen la comprensión de los flujos financieros y modelos de negocios de empresas existentes y exitosas de MLF. Puesto que el sector es hasta ahora mayormente informal, se conoce poco sobre esto y existen pocos ejemplos de sistemas funcionales de MLF. Diferentes modelos de negocios deben ser probados y estudiados, bajo diferentes condiciones operativas, a fin de comprobar cuál será el más robusto y sostenible.

Por último, y quizás lo más importante, la voluntad política debe comunicarse a todo nivel, desde los estratos más altos hasta los policías de tránsito, que se debe reconocer y apoyar públicamente a los que trabajan en MLF. Esto ayudará a reducir la corrupción, la vergüenza y las actuales ineficiencias financieras que existen en una actividad que es tan esencial para la salud y crecimiento de las ciudades del mundo.

13.4.2 Un caso de estudio hipotético

Consideremos una pequeña compañía de recolección y transporte de LF, operada por dos hermanos en África Occidental. La ciudad donde trabajan tiene 250.000 habitantes, asentados densamente con unos 300 personas/ha (UN-Habitat, 2003). Al trabajar 20 días al mes, 12 meses al año y atender a 3 clientes al día, esperan pagar el préstamo de la compra del camión, cubrir los gastos operativos, ganar pequeños sueldos y, ojalá, generar una ganancia. Esperan ganar $5 diarios.

Para determinar si esto es factible, utilice las siguientes fórmulas e informaciones para calcular:

- Los costos anuales para operar el negocio, al llenar una copia de Tabla 13.4; y
- La tarifa mínima que deben cobrar a las familias para cubrir sus gastos.

Ecuación 13.1:

Costo Equivalente Anual = Inversión de capital/factor de anualidad

$$= \frac{\text{Inversión de capital}}{\frac{1 - (1 + i)^{t}}{i}}$$

Donde: i = la tasa de interés, t = tiempo de reembolso.

Gestíon

Tabla 13.4 **Una tabla para resumir los gastos de inversión y operación de una pequeña compañía de recolección y transporte de lodos fecales**

Rubro	Costos anuales ($ de EE.UU.)	Porcentaje del costo total (%)
Pagos del préstamos del camión		
Licencia de descarga		
Equipos		
Mano de obra		
Combustible		
Tarifas de descarga		
Mantenimiento		
Policía		
Seguros		
Parqueo		
Impuestos		
Administración		
Total		100

13.4.3 Datos sobre este caso

Hay variabilidad en los costos de overoles, guantes, botas, palas y otras herramientas para abrir y acceder a los pozos, pero suman a un total de hasta $100/año (Water and Sanitation Program Africa, 2005).

El camión representa el mayor gasto. Los hermanos deciden comprar un camión de segunda mano con una capacidad de 8 m^3 en el precio de $20.000 (Steiner *et al.*, 2002). Debido a las condiciones duras del trabajo, esperan que dure unos 10 años antes de tener que reemplazarlo. En la ciudad, pueden viajar a un promedio de 5 km/h y cuesta $0,50/km en combustible. (Suponga un interés de 5 % en el préstamo.)

La licencia de descarga vale $780/año (para su camión grande de 8 m^3) basada en el modelo keniano (Water and Sanitation Program Africa, 2005).

Cuando el camión llega a la ETLF, es necesario pagar la tarifa de descarga de $2 por cada descarga completa (Steiner *et al.*, 2003), aunque los empleados suelen cobrar este precio completo independientemente de la cantidad vertida.

Tabla 13.5 Gastos anuales de una compañía de recolección y transporte de lodos fecales en Bamako, Mali, en porcentajes del total (adaptado de Bolomey *et al.*, 2003; Jeuland, 2004)

Mantenimiento	Policía	Sueldos	Seguros	Parqueo	Impuestos	Administración
20	10	15	2	1,5	2	15

Para determinar las distancias diarias, se puede suponer lo siguiente:

- El área atendida es redonda y la distancia promedio es la mitad del radio,
- La ETLF está en el centro del círculo y la densidad poblacional es uniforme, y
- El camión debe descargar en la ETLF luego de cada hogar atendido (es decir, no se puede vaciar más que una estructura de contención por viaje).

Los otros gastos anuales pueden calcularse a partir de la información en la Tabla 13.5.

En la Tabla 13.5, el rubro "Policía" se refiere al pago de 'tarifas' o 'impuestos' a la policía por transportar lo que llaman 'material peligroso' (Jeuland, 2004).

Basada en esta estimación revisada, la tarifa promedio de vaciado que deben cobrar a las familias es de $22. Luego de completar su análisis, los hermanos se preguntan cómo, cuándo (¿o nunca?) será rentable su negocio. ¿Cuánto tienen que cobrar a sus clientes?

13.5 BIBLIOGRAFÍA

Banerjee, A., Duflo, E., Glennerster, R., Kothari, D. (2010). Improving immunisation coverage in rural India: clustered randomised controlled evaluation of immunisation campaigns with and without incentives. British Medical Journal 340: c2220.

Bolomey, S., Koné. D. (2003). Amélioration de la Gestion des Boues de Vidange par le Renforcement du Secteur Privé: Cas de la Commune VI du District de Bamako. Dübendorf, Suiza, EAWAG/SANDEC.

Collignon, B. (2002). Les enterprises de vidange mécanique des systümes d'aassainissement autonome dans les grandes villes africaines: Rapport de synthèse finale. PDM, PS-Eau, Hydroconseil, Chateauneuf de Gadagne, Francia.

Diener, S., Semiyaga, S., Niwagaba, C., Muspratt, A., Gning, J.B., Mbéguéré, M., Ennin, J.E., Zurbrugg, C., Strande, L. (2014). A value proposition: resource recovery from faecal sludge – can it be the driver for improved sanitation? Resources Conservation & Recycling 88: 32–38. Disponible en: https://dx.doi.org/10.1016%2Fj.resconrec.2014.04.005

Dodane, P.H., Mbéguéré, M., Ousmane, S., Strande, L. (2012). Capital and Operating Costs of Full-Scale Faecal Sludge Management and Wastewater Treatment Systems in Dakar, Senegal. Environmental Science & Technology 46 (7), p.3705-3711.

Eales, K., (2005), Bringing pit emptiers out of the darkness, A comparison of approaches in Durban, South Africa, and Kibeira, Kenya, Sanitation Partnerships Series, Building Partnerships for Development in Water and Sanitation, BPD Water and Sanitation, Londres, Gran Bretaña.

Eldridge, C., Palmer. N (2009). Performance-based payment: some reflections on the discourse, evidence and unanswered questions. Health Policy and Planning 24(3), p.160-166.

Gertler, P. J., Boyce, S. (2001). An Experiment in Incentive-Based Welfare: The impact of PROGRESA on Health in Mexico. University of California, Berkeley. Royal Economic Society Annual Conference 2003, No. 85.

Jeuland, M. (2004). Private Sector Management of Faecal Sludge: A model for the Future? Bamako, Mali, EAWAG, Suiza.

Kakwani, N., Soares. F., Son, H.H. (2005). Conditional Cash Transfers in African Countries. International Poverty Center, UNDP. Working Paper 9.

Klingel, F. (2001). Nam Inh Urban Development Project- Septage Management Study. Nam Dinh, Vietnam. Dübendorf, Suiza: EAWAG y Colenco.

Mbéguéré, M., Gning, J.B., Dodane, P.H., Koné, D. (2010). Socio-economic profile and profitability of faecal sludge emptying companies. Resources, Conservation and Recycling 54 (12), p.1288-1295.

Mensah, K. (2003). Sanitation, Solid Waste Management and Storm Drainage Component. Medium term development plan for Kumasi. Kumasi, Ghana.

Robbins, D.M., Strande, L., Doczi, J. (2012). Sludge Management in Developing Countries: experiences from the Philippines. Water 21, Issue 4.

SANDEC (2006). Urban Excreta Management: Situation, Challenges, and Promising Solutions. 1st International Faecal Sludge Management Policy Symposium and Workshop, Dakar, Senegal.

Steiner, M., Montangero, A. (2002). Economic Aspects of Faecal Sludge Management- Estimated Collection, Haulage, Treatment and Disposal/Resuse Costs. Dübendorf, Switzerland, EAWAG, Primer borrador.

Steiner, M., Montangero, A. (2003). Towards More Sustainable Faecal Sludge Management Through Innovative Financing: Selected Money Flow Options. Dübendorf, Suiza, EAWAG.

Tilley, E., Lüthi, C., Morel, A., Zurbrügg, C., Schertenleib, R. (2008). Compendio de Sistemas y Tecnologías de Saneamiento. Dübendorf, Suiza: EAWAG. Disponible en: http://www.eawag.ch/forschung/sandec/publikationen/compendium_e/spanish_version

UN-HABITAT (2003). The challenge of slums: global report on human settlements, 2003. Earthscan Publications Ltd, United Nations Human Settlements Programme. Londres y Sterling, VA. 345 pp.

Water and Sanitation Program Africa (2005). Understanding Small Scale Providers of Sanitation Services: A Case Study of Kibera. Water and Sanitation Program, Nairobi, Kenia.

Preguntas para el Estudio de este Capítulo

1. ¿Qué es un incentivo de descarga en el MLF?
2. ¿Cuáles son las ventajas y las desventajas de tres de los posibles modelos financieros en el MLF?
3. ¿Cuál de estos modelos previene más la descarga de lodos en el ambiente?



Planificación

Capítulo 14

Evaluación de la Situación Inicial

Philippe Reymond

Objetivos de aprendizaje

- Conocer cuál información es la más importante de recopilar en el inicio del proceso de planificación de un sistema de manejo de lodos fecales.
- Conocer los diferentes métodos y herramientas para recopilar los datos correspondientes.
- Tener la capacidad de identificar las deficiencias y desafíos de un sistema existente de manejo de lodos fecales.
- Enterarse de las características de un entorno favorable.

14.1 INTRODUCCIÓN

La evaluación de la situación inicial es el primer paso en el proceso de planificación (Capítulo 17) y es fundamental, ya que establece la línea de base para la toma de decisiones. Este capítulo servirá como guía para los líderes de este proceso (Recuadro 17.1) acerca de qué datos recopilar y cómo llevar a cabo una evaluación con un enfoque participativo.

Los principales objetivos de la evaluación de la situación inicial son armar la escena, conocer el contexto, conocer los actores y reunir la información necesaria para elaborar escenarios de manejo de lodos fecales (MLF), incluyendo parámetros de diseño que sean específicos al contexto. Por lo tanto, esta fase consiste principalmente en la toma de datos mediante diferentes técnicas. Se recolectan los datos paso a paso durante la investigación exploratoria, los estudios preliminares y el estudio de factibilidad (Tabla 17.1 sobre la planificación de MLF de A a Z), fases que se relacionan con el lanzamiento del proceso, una evaluación detallada de la situación actual y la identificación de las opciones de servicio, respectivamente. Excelentes ejemplos de este proceso fueron reportados por Dodane (2010) y Larvido y Dodane (2011) para Mahajanga, Madagascar, y Mikhael (2010, 2011) para Freetown, Sierra Leona.

Este tipo de evaluación ofrece un vistazo de la situación al inicio de un proyecto. Describe la cadena de servicio existente, comenzando con los tipos de letrinas o inodoros, las personas formales o informales que vacían los pozos, la organización del sistema y los nexos entre los actores. También identifica los elementos de un entorno favorable (Sección 17.2.1), el apoyo gubernamental, el marco legal y regulatorio, los arreglos institucionales, las destrezas, las capacidades, los arreglos financieros y la aceptación sociocultural.



Figura 14.1 El sitio en Accra, Ghana, donde se botan los lodos fecales directamente en el mar (foto: Google Earth, 2010).

Para que un proyecto sea exitoso, debe contar con un entorno favorable desde antes o construirlo durante el proceso de planificación (AECOM y SANDEC/EAWAG, 2010; Lüthi *et al.*, 2011a; Lüthi *et al.*, 2011b; Parkinson y Lüthi, 2013).

Este capítulo aborda la información y los datos que deben recopilarse y da pautas para su recopilación. La manera de analizar esta información y los diferentes escenarios que pueden encontrarse han sido descritos en otros capítulos del presente libro, en especial los siguientes (con los temas pertinentes):

2 Cuantificación, Caracterización y Objetivos de Tratamiento	Parámetros de diseño
4 Métodos y Maneras de Recolección y Transporte	Perfiles de los proveedores de servicio, de métodos tanto manuales como mecánicos
12 Marcos Institucionales	Leyes, regulaciones, funciones, responsabilidades y actores institucionales
13 Transferencias y Responsabilidades Financieras	Flujos financieros y estudios de mercado
15 Análisis de los Actores	Las partes interesadas en el MLF
16 Integración de los Actores	Técnicas para fomentar la participación
17 Planificación de Sistemas Integrados	Marco de planificación e ingeniería, factores para la toma de decisiones

La Figura 14.2 resume la relación de estos capítulos con el presente.

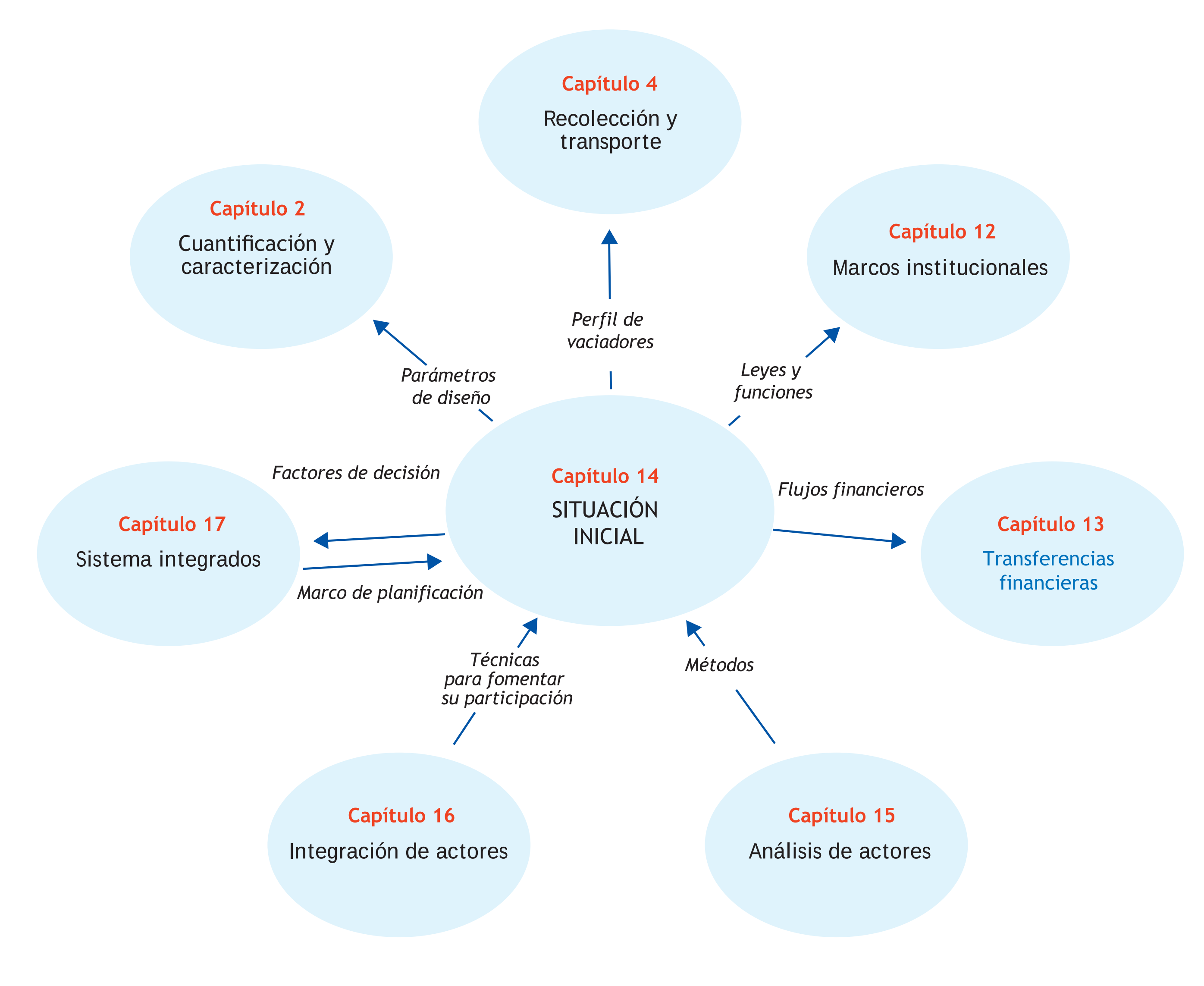


Figura 14.2 Nexos entre este capítulo y otros.

El factor humano en esta evaluación no debe ser pasado por alto. Este es el momento en que se hacen los primeros contactos y se comienza a establecer una relación de confianza entre los actores, por lo tanto es fundamental para el resto del proyecto. Los facilitadores son claves en este proceso, ya que ayudan a abrir puertas y lograr acceso a informaciones. No se debe olvidar que, si los datos existen, no están siempre disponibles y el acceso a ellos depende de la buena voluntad de los socios locales. Establecer una relación de confianza debe ser la primera prioridad, antes de apurarse en la recopilación de datos.

14.2 MÉTODOS PARA LA RECOLECCIÓN DE DATOS

Reunir datos útiles y de buena calidad muchas veces es un proceso difícil, en especial cuando los datos son escasos, no fueron tomados y analizados debidamente o, a veces, fueron escondidos o manipulados por razones políticas o personales. En general, las agencias gubernamentales tienen informes, estadísticas y mapas que sirven de introducción preliminar. Sin embargo, siempre deben ser tomados con precaución y la toma de datos originales es recomendada o tal vez esencial. La mejor manera de obtener una estimación razonablemente exacta es basarse en varias fuentes de información, verificándolas entre sí, y, si hace falta, complementarlas con investigación adicional.

Los siguientes párrafos describen las maneras de recopilar los datos necesarios para una evaluación de la situación inicial. Es importante que los líderes del proceso vayan al campo y conozcan a los actores (Capítulos 15 y 16) a fin de comprender las realidades de primera mano. Hay dos maneras principales de formar impresiones preliminares: la observación y la conversación. Hablar con los actores nos permite entender sus perspectivas e involucrarlos en el proyecto desde el inicio. En este sentido, los métodos de recopilación de datos son inseparables de los que integran los actores (Sección 16.4). (La Sección 15.3 enumera los diferentes actores en el MLF).

14.2.1 Revisión bibliográfica

La revisión bibliográfica consiste en buscar los datos que ya existen, entre literatura gris (informes y mapas no publicados) y blanca (es decir, publicaciones). No es necesario 'reinventar la rueda', aunque siempre se deben usar los documentos existentes con precaución, evaluando su confiabilidad. La calidad de los datos y en especial las estadísticas es frecuentemente cuestionable, además de que en contextos dinámicos pueden dejar de ser representativos muy rápidamente.

Las principales fuentes de información son generalmente las diferentes agencias gubernamentales, organizaciones no gubernamentales (ONGs) y organizaciones internacionales. Se debe recordar que muchos informes, en especial los que escriben consultores, no se publican oficialmente y no se les puede encontrar en el Internet. Se recomienda realizar reuniones por separado con las diferentes organizaciones, comenzando con pocos informantes claves que tengan una idea general de los datos existentes.

14.2.2 Entrevistas semiestructuradas

Una manera de organizar estas conversaciones que apuntan a la recopilación de información es la entrevista semiestructurada. Los entrevistadores son algunos de los líderes del proceso, generalmente juntos con los facilitadores, y los entrevistados son actores locales de MLF. Estas entrevistas pueden realizarse con personas individuales o con grupos focales (Sección 16.4). Requieren tiempo y entrevistadores experimentados, pero ayudan a formar una base sólida para el siguiente trabajo.

Las entrevistas semiestructuradas se llevan a cabo en un marco bastante abierto que permite una comunicación enfocada (FAO, 1990)[1]. Sirven para dar y recibir información. No todas las preguntas están formuladas con anticipación y así se tiene la naturaleza 'semiestructurada' de estas entrevistas. La mayoría de las preguntas surgen durante la misma entrevista, lo que permite a todos la flexibilidad para pedir detalles y considerar diferentes asuntos. Esta libertad les ayuda a los entrevistadores a ajustar sus preguntas al contexto y a las personas entrevistadas. La información obtenida incluye frecuentemente no solo las respuestas, sino también las razones detrás de ellas. Estas entrevistas también ayudan a los líderes del proceso y al personal de campo a conocerse con los miembros de la comunidad. De hecho, la recopilación de datos no es el único propósito de estas entrevistas, sino que también son un espacio para intercambio, conversación y construcción de confianza con los actores locales.

Las entrevistas semiestructuradas deben prepararse anticipadamente, redactando una guía con las preguntas claves. El Recuadro 14.1 da ejemplos de guías para entrevistar a diferentes actores en el MLF.

14.2.3 Encuestas de hogares

Los cuestionarios o encuestas constituyen una manera de recopilar información en forma sistemática, de tal manera que los datos de diferentes fuentes se presten a compararse y analizarse cuantitativamente, a veces con estadísticas. En el MLF, son utilizados para recopilar en los hogares a fin de evaluar las prácticas, percepciones y estado de saneamiento (Sección 14.3.4). Los datos así reunidos permiten la cuantificación y caracterización de los LF que se deben tratar (Capítulo 2).

1 Para mayores informaciones sobre las entrevistas semiestructuradas, vea:
La 'Caja de Herramientas CLUES, Herramienta T2' sobre métodos de entrevistar y ejemplos de cuestionarios, en español (www.sandec.ch/clues_es). También la Caja de Herramientas SSWM (www.sswm.info/category/planning-process-tools/exploring/exploring-tools/preliminaryassessment-currentstatus/semi).

Recuadro 14.1 : Guías para entrevistas con actores claves en el manejo de lodos fecales (MLF)
Adaptado de Koanda, 2007a; Reymond, 2008)

A continuación, se comparten guías para entrevistas semiestructuradas con alcaldes, personal técnico de empresas municipales y compañías de recolección mecánica de LF. (Estos y otros actores de MLF son descritos en las Secciones 15.3 y 15.4.) El propósito de estas guías es ayudar al entrevistador a recordar los temas más importantes.

Guía para una entrevista con un alcalde (u otras autoridades municipales)

1. Importancia del saneamiento para el municipio (saneamiento en general, incluyendo aguas servidas, LF y desechos sólidos).

2. Importancia específica del MLF.

3. El papel actual del municipio en el saneamiento y el MLF en particular.

4. Arreglos financieros.
    - Arreglos financieros para agua y saneamiento.
    - Impuestos, becas y subvenciones.
    - Manejo del presupuesto para agua y saneamiento.

5. Marco legal y regulatorio.
    - Leyes y regulaciones.
    - Decisiones municipales.
    - Técnicas de control de cumplimiento.
    - Si no existen regulaciones, ¿es posible emitir decretos municipales?

6. Prácticas actuales.
    - Infraestructura existente: alcantarillado, sitios de descarga, unidades de tratamiento.
    - Camiones de bombeo de lodos: ¿cuántos?, ¿de quién?, ¿cómo es su manejo?
    - Letrinas públicas: ¿cuántas?, ¿volumen?, ¿cómo es su manejo?
    - Responsabilidades: ¿quién está a cargo de mantenimiento del alcantarillado, recolección de LF, recolección de desechos sólidos, etc.?

7. Marco institucional.
    - Otras entidades que participan en el saneamiento. ¿Cómo son sus nexos y relaciones con el municipio?

8. Aceptación sociocultural.
    - Percepciones de la población respecto a la situación actual y las iniciativas existentes.
    - Prácticas del uso final y recuperación de recursos (actuales y potenciales).

9. Necesidades del municipio, propuestas para mejoras.

Guía para entrevistar al personal técnico de las empresas municipales

1. Manejo de saneamiento (aguas servidas, LF, desechos sólidos).
   - Responsabilidades. ¿Quién está a cargo del mantenimiento del alcantarillado, recolección de LF, recolección de desechos sólidos, etc.?
   - Número de personal.
   - Modo de operación.

2. Organización del MLF.
   - Recolección de LF: prácticas, número de camiones, personal.
   - Cantidad de LF recolectados. ¿Existen registros?
   - Sitios de descarga de LF.
   - Prácticas del uso final y recuperación de recursos (actuales y potenciales).
   - Lugares públicos (escuelas, mercados, iglesias, etc.)
   - Número, volumen y manejo de letrinas públicas.

3. Organización de la gestión de desechos sólidos.
   - Recolección.
   - Infraestructura pública (mercado, matadero).
   - En los barrios y comunidades (escuelas, canchas, espacios públicos).
   - Volúmenes.
   - Uso o disposición final, recuperación de recursos (generación de enmiendas del suelo, combustibles, etc.).

4. Finanzas (recursos disponibles).
   - Presupuesto municipal.
   - Impuestos.
   - Apoyo externo.

5. Marco legal y regulatorio.
   - Leyes y regulaciones.
   - Decisiones municipales.
   - Técnicas de control de cumplimiento.

6. Necesidades, propuestas para mejoras.

7. Posibilidades futuras que están en camino.

Guía para entrevistar a las compañías de recolección mecánica de LF

1. Descripción general de la compañía.
   - Equipos.
   - Personal.
   - Tarifas.
   - Relación con las autoridades municipales. (¿Es formal?)
   - Personería jurídica.
   - Impuestos.

2. Cantidad de lodos recolectados.
    - Capacidad de los camiones.
    - Número de viajes por día, mes o año de cada camión.
    - Variaciones según las épocas del año (u otras variaciones a través del tiempo).
    - Disponibilidad de registros y contabilidad.

3. Tipos de letrinas o tanques sépticos que vacían.

4. ¿Cada cuánto se vacían?

5. ¿Vacían letrinas públicas?
    - ¿Es un mandato especial del municipio?
    - Si atienden letrinas públicas y privadas, ¿cómo se organizan el orden de servicio? ¿Vacían los dos tipos indistintamente?

6. Uso o disposición final.
    - Sitios de descarga.
    - ¿Descargan en campos agrícolas?
    - ¿Recolectan los lodos secos de los sitios de descarga?
    - ¿Qué son las prácticas de uso final de los lodos?

7. Alianzas y clientes.

8. Propuestas para mejorar.

Antes de preparar la encuesta, es importante saber exactamente qué datos son necesarios y qué se va hacer con ellos. Los siguientes puntos son importantes de recordar durante su redacción (adaptado de Taylor-Powell, 1998):

- ¿Cuál es el propósito de recopilar estos datos (p.ej., calcular frecuencias o porcentajes)?
- ¿Esta información está disponible en otro lugar?
- Ríjase por las preguntas que son estrictamente necesarias a fin de no sobrecargar los entrevistados, salvo algunas de contacto inicial para tranquilizar al entrevistado.
- Trate de ubicar las preguntas en la perspectiva de los entrevistados. La selección de las palabras utilizadas es tan importante como el reconocimiento de normas sociales y estar consciente de sensibilidades en el contexto.[2]
- La respuesta obtenida solo puede ser tan buena como la pregunta.

Finalmente, al llevar a cabo la encuesta, la representatividad de la muestra es clave. De hecho, los diferentes habitantes pueden ser muy diferentes, en función de ingresos, origen cultural, tenencia de la tierra (dueños o inquilinos) y su participación en organizaciones formales e informales. Groves *et al.* (2009) analizaron en detalle cómo armar una encuesta representativa.

2 Por ejemplo, una pregunta como '¿Descarga usted lodos fecales directamente en los campos agrícolas?' puede representar una amenaza para el operador del camión, ya que están generalmente conscientes que esto es un desacato de las reglas y posiblemente un crimen. Por lo tanto, él puede responder 'no', aun si él lo hace constantemente. Por este motivo, sería mejor formular la pregunta de la siguiente manera: '¿Algunos agricultores solicitan lodos fecales para sus campos? ¿Le han contactado a usted? '¿Cómo le contactaron?'

Caso de Estudio 14.1: Tipos claves de preguntas para encuestas en los hogares
(Adaptado de Koanda, 2007b; Reymond y Ulrich, 2011)

Las encuestas realizadas en los hogares deben ser completas, sin ser excesivas para los entrevistados, quienes podrían perder su interés rápidamente. Deben reflejar un enfoque integrado al saneamiento y resaltar las prácticas, limitaciones y necesidades de la población.



Figura 14.3 Realización de una encuesta en un hogar de la delta del río Nilo, Egipto (foto: Colin Demars).

Los siguientes aspectos deben formar parte de una encuesta a llevarse a cabo en los hogares, dentro de un proceso de planificación del MLF:

- Caracterización del entrevistado: estado civil, tamaño de su familia, origen cultural, número de personas que habitan el hogar.
- Abastecimiento de agua: fuentes, calidades, servicios, consumo y costos.
- Higiene y saneamiento.
    - Tipo de estructura de contención descentralizada (incluyendo la falta de una y, por lo tanto, defecación al aire libre)
    - Tipo de servicio de vaciado ('¿Qué pasa cuando se llena el pozo?') Si no hay una conexión al alcantarillado, ¿cómo se arreglan? ¿Vaciado manual o mecánico, público o privado, frecuente o infrecuente, época seca o lluviosa, verano o invierno, caro o económico, costos y servicios aceptables o inaceptables, las personas están dispuestas a pagar para un mejor servicio o no?
    - Si existe conexión al alcantarillado, ¿qué tipo de alcantarillado? ¿Ha habido problemas? ¿Existen puntos para la descarga de LF?
    - ¿Cómo es el manejo de aguas grises?
    - ¿Cómo es la gestión de desechos sólidos? ¿Dónde son desechados? ¿Cómo es el servicio? ¿Cuánto cuesta?
    - ¿Existe un manejo de las aguas de escorrentía de las tormentas?
    - En zonas rurales, ¿cómo es el manejo del estiércol de los animales? ¿Cómo es su disposición o uso final?
- Aspectos institucionales y organizativos. ¿Quién es responsable por cada servicio? ¿Cuáles son los aspectos positivos y negativos?
- Conciencia ambiental. ¿Cómo perciben la falta de limpieza y sus impactos en la salud? ¿Están dispuestos a mejorar la situación?
- Medios de comunicación. ¿Cuáles son sus principales fuentes de información? ¿Cómo son sus hábitos de consumo?

14.2.4 Observaciones cualitativas en el campo

Las visitas de campo son una técnica poderosa para: exponer todos los actores a las realidades; conocer mejor la situación (en especial en el caso de los líderes del proceso); verificar informaciones mediante observación o conversación; y fortalecer una relación de confianza entre los principales actores (Figura 14.4). Dan una introducción a los servicios sanitarios existentes y una comprensión inicial de las condiciones desde el punto de vista de los residentes locales.

Las encuestas cuantitativas en los hogares son esenciales para recopilar buenos datos numéricos, pero la observación libre también es muy importante. Puede incluir visitas a los sitios, transectos, entrevistas semiestructuradas con los actores y grupos focales de miembros de comunidad, posiblemente enfocando los grupos más vulnerables (Sección 16.4). Las entrevistas con las personas proporcionan información acerca de sus perspectivas sobre la realidad y lo que piensan que hacen, pero para saber lo que hacen de verdad, es necesario observarlas.

Para una observación, se recomienda la caminata de transectos. Las rutas son elegidas para cubrir la mayor diversidad en cuestiones de agua, saneamiento y agricultura (Figura 14.5).



Figura 14.4 Un investigador acompaña a un proveedor de servicio en su trabajo en la delta del río Nilo, Egipto (foto: Philippe Reymond).



Figura 14.5 Conversaciones con los pobladores durante una caminata de transecto en Nakuru, Kenia (foto: Philippe Reymond).

14.2.5 Mapeo

El mapeo es esencial para un análisis claro y extensivo de la situación existente, en especial a fin de conocer la estructura de la ciudad (barrios con diferentes niveles de ingresos, principales calles; Sección 14.3.8) e identificar los sitios para las estaciones de tratamiento (14.4). En los últimos años, el mapeo se ha vuelto mucho más fácil gracias a democratización de las imágenes de satélite (p.ej., Google Earth) y los sistemas de información geográfica (WSUP, 2011).

También, se recomienda un ejercicio de mapeo participativo, como una excelente técnica para integrar a actores seleccionados (Sección 16.4). Es especialmente importante identificar elementos como sitios existentes de descarga de los LF u obstáculos para los camiones (p.ej., calles susceptibles a tránsito lento, mala calidad de las calles).

14.2.6 Análisis de laboratorio

En el MLF, no existe una base de datos exhaustiva sobre las características de los LF y, en general, es necesario realizar muestreo y análisis a fin de caracterizar los lodos específicos de un lugar. Las características varían ampliamente entre ciudades e incluso dentro de ellas, por lo tanto es importante obtener datos de primera mano (Figura 14.6). (Los parámetros a medir y los tipos de campañas de muestreo están descritos en el Capítulo 2.)



Figura 14.6 Muestreo de lodos fecales en la delta del río Nilo, Egipto, para luego analizarlos con equipos portátiles de laboratorio (foto: SANDEC).

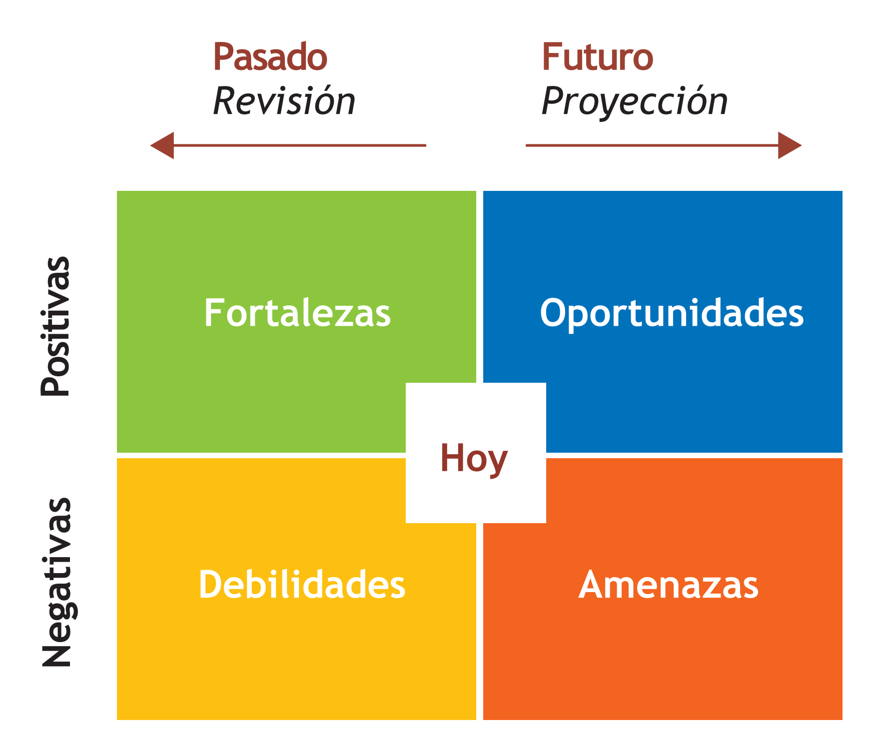


Figura 14.7 Cómo se lee un cuadro del Análisis FODA (Schall, 2004).

14.2.7 Análisis de fortalezas, debilidades, oportunidades y amenazas

En una evaluación inicial, es muy importante determinar claramente las Fortalezas, Debilidades, Oportunidades y Amenazas (FODA) del entorno donde se quiere desarrollar un sistema de MLF, en especial respecto al marco institucional y organizativo (Capítulo 12) y los actores claves (Capítulo 15). El cuadro de FODA indica los factores positivos y negativos que se deben tomar en cuenta (14.7); dejando estos muy en claro se facilita la toma de acciones a fin de maximizar el potencial de las fortalezas y oportunidades y minimizar el impacto de las debilidades y amenazas. Los factores pueden categorizarse según los componentes de un entorno favorable (Sección 17.2.1).

El Recuadro 14.2 ofrece un ejemplo de un cuadro de FODA.

Recuadro 14.2: Ejemplo de un cuadro de FODA

Un análisis FODA contribuye a visualizar los factores positivos y negativos que pueden influir en un proyecto de MLF. Las siguientes son algunas de las preguntas que pueden entrar en este análisis: ¿Las leyes existentes habilitan esto (fortaleza o debilidad)? ¿Qué destrezas de MLF faltan actualmente en la comunidad (debilidades)? ¿Qué organización puede ayudar a implementar el proyecto (oportunidad)? ¿Cuán organizados están los actores privados que se dedican al MLF (fortalezas o debilidades)? ¿Qué actores podrían apoyar o impedir el proceso (oportunidad o amenaza)?

La Figura 14.8 muestra un cuadro de una ciudad de tamaño mediano en una región de bajos ingresos. Este es un ejemplo sencillo para mayor claridad. Sin embargo, un análisis de FODA suele ser mucho más exhaustivo y entonces sirve para categorizar en más detalle los factores, por ejemplo según los elementos de un entorno favorable (Sección 17.2.1). (Otros posibles desafíos vinculados a los actores en la Sección 15.4 y el Capítulo 12 sobre marcos institucionales. Un breve resumen de los desafíos y fortalezas de los países de Asia Sudoriental está presentado en AECOM y SANDEC/EAWAG, 2010.)

Fortaleza	Oportunidades
• Conciencia de los problemas en los municipios • Existencia de un marco nacional para la descentralización • Actores privados activos	• Voluntad del municipio para actuar • Presencia de una fuerte ONG de saneamiento que puede facilitar • Los agricultores se interesan en usar los lodos procesados
• Falta de regulaciones acerca de LF • Desorganización de los proveedores de servicio privados • Falta de recursos humanos, materiales y financieros del municipio • Dificultad en hacer cumplir regulaciones	• Las próximas elecciones podrían traer nuevos administradores • Falta de técnicos expertos • Falta de terreno del Estado
Debilidades	Amenazas

Figura 14.8 Un ejemplo de un cuadro de FODA.

14.3 DATOS QUE DEBEN REGISTRARSE

Los siguientes párrafos detallan los datos que se deben recopilar durante la evaluación de la situación inicial. No existe una sola manera de tomar los datos y, más bien, deben recopilarse desde diferentes ángulos, con una combinación de los métodos mencionados a fin de verificar las diferentes fuentes.

14.3.1 Contexto general

Entender el contexto general nos ayuda a obtener una visión global de la situación y a comprender las principales limitaciones y potencialidades de una ciudad. Los datos más importantes a recopilar son:

- Población y demografía: número de habitantes, número de personas por hogar, densidad poblacional, tasa de crecimiento, tipos de viviendas;
- Agua e higiene: cobertura e infraestructura de agua potable, fuentes de agua potable, tipos de abastecimiento (redes, llaves en las casas, piletas, camiones tanqueros), tipos de operadores (público o privado), prevalencia de enfermedades transmitidas mediante contaminación fecal;
- Características físicas: geomorfología, cuencas hidrográficas, áreas susceptibles a inundarse, tipos de suelos, nivel de agua freática;
- Clima (Sección 14.3.7);
- Manejo del agua de las tormentas;
- Elementos principales de la estructura de la ciudad (Sección 14.3.8); y
- Economía local: principales actividades económicas de la ciudad, fuentes de ingresos de los habitantes, ingresos promedio.

14.3.2 Datos locales sobre el saneamiento

Las personas que trabajan en el saneamiento constituyen la base sobre la cual se puede construir un buen MLF. Para entenderlo, se procura obtener la siguiente información:

- ¿Quiénes son los principales actores en el saneamiento y qué son sus funciones (Capítulo 15)?
- Instalaciones para recolección, tratamiento y disposición: zonas con alcantarillado, modos de vaciado

Tabla 14.2 Información pertinente a los servicios existentes (Parkinson *et al.*, 2008)

Letrinas y tratamiento en el mismo sitio	
Disponibilidad de agua	**Información sobre los servicios existentes de abastecimiento de agua (incluyendo el consumo diario por hogar), lo que puede usarse para estimar la producción de aguas servidas**
Instalaciones sanitarias	**Niveles actuales de servicio, sea en el hogar o compartido, incluyendo la cobertura aproximada de los hogares y el número y ubicación de inodoros públicos o comunales**
Tratamiento en el mismo sitio	**Tipos de sistemas descentralizados de saneamiento y tipos de conexiones desde los hogares**
Recolección y transporte de aguas servidas	
Infraestructura existente del alcantarillado	**Cobertura de alcantarillado y proporción de hogares con conexión**
Servicios de recolección de lodos fecales	**Cobertura y frecuencia de servicio**
Tratamiento y reutilización de aguas servidas en otro sitio	
Tratamiento de aguas servidas	**Ubicación y tipos de infraestructura de tratamiento de aguas servidas, si existe**
Descarga o uso final	**Lugares donde se disponen o utilizan las aguas servidas y los lodos fecales**

(manual o mecanizado), organización (público o privado), sitios de disposición, tarifas, gestión de desechos sólidos, usos finales e iniciativas de recuperación de recursos. (Tabla 14.2 resume la información pertinente a los servicios existentes.);

- Análisis del marco institucional (Capítulo 12). (Chowdhry y Koné, 2012, y AECOM y SANDEC/EAWAG, 2010, resumen los marcos institucionales de varios países en Asia y África);
- Análisis del marco legal y regulatorio (Sección 14.3.5); y
- Análisis financiero de la situación existente, en particular los flujos monetarios entre los actores de MLF (Capítulo 13).

14.3.3 Perfil de los proveedores del servicio (manual o mecánico)

Los proveedores privados de servicios, sean de modo manual o mecánico, forman el corazón del negocio de MLF. Ellos enfrentan las necesidades de la población y tienen información valiosa sobre los tipos de letrinas, las características y cantidades de LF, la variabilidad por épocas y los problemas en la recolección, transporte y descarga. Las entrevistas con ellos deben ayudar a identificar sitios existentes y posibles para descarga y obstáculos para el transporte en la ciudad, como zonas de congestionamiento de tránsito (Sección 14.3.8). Además, se recomienda unirse con ellos en el muestreo para estudios sobre las cantidades y características de los LF, sea en los puntos de recolección o de descarga.

También, se debe recopilar la siguiente información:

- Perfil socioprofesional;
- Frecuencia de realizar la actividad (en especial respecto a los proveedores manuales): tiempo completo, tiempo parcial u ocasional y ¿por qué?;
- Tarifas con desglose;
- Problemas frecuentes, como inaccesibilidad, presión social, salud, etc.;
- Personal y equipo; y
- Métodos empleados.

El perfil de los proveedores de servicio en MLF ha sido estudiado, por ejemplo, en Dakar, Senegal (Mbéguéré *et al.*, 2009), Freetown, Sierra Leona (Mikhael, 2011) y Mahajanga, Madagascar (Larvido y Dodane, 2011). (Chowdhry y Koné, 2012, realizaron un análisis más financiero de los servicios de recolección y transporte en África y Asia.)

14.3.4 Prácticas en el hogar

El hogar es donde se producen y almacenan los LF y, por lo tanto, es un gran factor en la determinación de las calidades y cantidades de lodos a ser tratados. Entrevistas y encuestas en los hogares, junto con las autoridades y los operadores manuales y mecánicos, deben generar la información necesaria sobre las condiciones actuales (Sección 14.2.3, Recuadros 14.1 y 14.2). Esto incluye:

- Tipos de letrinas;
- Modo de vaciado -- manual o mecánico, equipos, personal y prácticas;
- Frecuencia de vaciado, según el modo de vaciado;
- Variabilidad según las épocas del año;
- Número de operadores por modo de vaciado;
- Proporciones de vaciado manual y mecánico;
- Tarifas; y
- Percepciones -- ¿qué factores impulsan la selección del modo de vaciado, la evaluación de las tarifas, la capacidad de pagar, la voluntad de pagar para mejores servicios y tarifas propuestas?

Cabe mencionar que los habitantes, en general, no tienen una idea clara sobre la cantidad de lodos que son generados.

Puede también valer la pena entrevistar a las personas responsables de edificios que no son viviendas, como hoteles, restaurantes, escuelas, colegios, baños públicos e iglesias. En general, son clientes de los proveedores que solicitan regularmente los servicios y tienen una buena capacidad de pagar.



Figura 14.9 Vaciado manual de lodos fecales, enterrándose en el mismo patio de la casa (foto : Linda Strande).

14.3.5 Marco legal y regulatorio

En la mayoría de casos, existen leyes y regulaciones generales nacionales sobre el agua, el ambiente y la salud. Sin embargo, es todavía raro que incluyan textos específicos sobre el MLF (Capítulo 12).

Se debe recopilar información sobre:

- Leyes y regulaciones;
- Estructuras legales a cargo de su aplicación; y
- Control de cumplimiento.

Como las leyes y regulaciones suelen ser estrictos pero con poco cumplimiento en la práctica (por falta de voluntad, recursos o porque son inapropiadas), es importante conocer la realidad (Lüthi *et al.*, 2011). Es necesario entender qué se tolera y qué no. Los actores pertinentes deben ser consultados para determinar cómo se compara la realidad con las normas legales. Los inspectores de edificios, plomeros, constructores, ingenieros, planificadores municipales y funcionarios de los ministerios (p.ej., del ambiente, de vivienda, de salud) deben todos poseer información valiosa sobre lo que aceptarían y aprobarían en la práctica. Es recomendable mostrar la evaluación preliminar a diferentes responsables de tomar decisiones para que ayuden a corregirla y completarla.

14.3.6 Estimación de los parámetros de diseño

Para diseñar una estación de tratamiento de lodos fecales (ETLF) correctamente, las cantidades y características de lodos deben ser estimadas para cada caso, ya que existe gran variación entre ciudades. (Los métodos para cuantificar y caracterizar los LF fueron explicados en el Capítulo 2, en especial las Secciones 2.2 y 2.3, y se exponen criterios para la selección adecuada de las tecnologías de tratamiento en la Sección 17.4, en especial en la Figura 17.10.)

Todos los datos relacionados con las fórmulas, parámetros y criterios deben ser recopilados. Esto es un proceso complejo, en el cual se utilizan varios métodos en la toma de los datos. Los principales son encuestas en los hogares, entrevistas con los proveedores de servicio, la toma de datos climáticos y las campañas de muestreo de los lodos.

14.3.7 Datos climáticos

El clima es un gran factor en la selección de las alternativas de tratamiento (Sección 17.4), en especial la pluviosidad y su distribución a lo largo del año. Esto influye en una ETLF de dos maneras:

- Directamente, ya que impide el secado de los lodos; e
- Indirectamente, ya que afecta la velocidad de llenado de las letrinas, la frecuencia de vaciado y las cantidades y características de los lodos por tratar en la ETLF.

Estos patrones pueden ser estimados mediante las entrevistas semiestructuradas con los operadores que trabajan de manera manual o mecánica, además de con los habitantes.

Los principales datos climáticos por recopilar son:

- Temperatura a lo largo del año;
- Pluviosidad: total de lluvia en el año; máximo, mínimo y distribución a lo largo del año; frecuencia de tormentas; y
- Tasas de evaporación, las que permiten calcular el balance hídrico con la precipitación, la infiltración y la escorrentía, a fin de tener una idea del tiempo necesario para secar los lodos.

Los datos climáticos diarios deben ser obtenidos óptimamente para un periodo de 10 o 20 años para el área de estudio, a fin de entender mejor las variaciones. Si no se mide la evaporación, es posible deducirla basándose en los datos de temperatura, viento y humedad. Vale resaltar que ha habido muy poca investigación sobre la capacidad de los LF a retener el agua, lo que dificulta la predicción de su tiempo de secado.

14.3.8 Estructura de la ciudad

Es fundamental entender cómo la ciudad está organizada y con respecto a qué aspectos. Factores como la densidad poblacional, la estratificación socioeconómica, los tipos de vivienda, la topografía, la accesibilidad, el tránsito, la presencia de alcantarillado y la calidad de la provisión de servicios influyen frecuentemente sobre los patrones de vaciado de LF (Caso de Estudio 14.2). También pueden influir en la selección de los sitios para ETLF y estaciones de transferencia (Sección 4.8). Otros factores muy importantes en la selección de posibles sitios incluyen la facilidad de acceso, la tenencia de la tierra y las condiciones del terreno, como frecuencia de inundación, tipo de suelo y nivel freático.

Entender la ciudad también puede tener implicaciones sobre el análisis e integración de los actores. Diferentes sectores de la ciudad pueden tener diferentes emprendedores de MLF, con diferentes prácticas y sitios de descarga. Diferentes divisiones administrativas tendrán diferentes líderes gubernamentales o tradicionales.

Los mapas existentes de la ciudad y los catastros pueden proveer mucha información, pero se desactualizan rápidamente con la expansión de las ciudades y la formación de nuevos asentamientos. Un problema común es que los asentamientos informales y no planificados no suelen constar en los mapas. Por lo tanto, puede ser necesario preparar mapas sencillos pero actualizados para asegurar que estas áreas no estén dadas por alta en la planificación de mejoras en los servicios (WSP, 2008).

Las siguientes preguntas son claves en un análisis geográfico:

- ¿Qué infraestructuras y servicios de saneamiento existen? ¿Cuán funcionales son?
- ¿Dónde se encuentran los problemas sanitarios más agudos?
- ¿Dónde hay necesidad de nuevos servicios o infraestructuras? ¿Dónde necesitan actualizarse?
- ¿Qué áreas deben priorizarse en las obras de mejoramiento?
- ¿Cuáles sitios serían propicios para las ETLF?
- ¿Qué barrios son inaccesibles para los camiones?
- ¿Dónde podrían ubicarse las estaciones de transferencia para la atención de estos barrios de difícil acceso?



Figura 14.10 Un agricultor recolecta lodos fecales secos de un sitio de descarga informal en Togo (foto: Philippe Reymond).

Caso de Estudio 14.2: Complejidad urbana
(Adaptado de Parkinson *et al.*, 2011)

Es importante considerar a una ciudad como un mosaico de diferentes dominios y ambientes físicos, cada uno presentando sus propios desafíos y oportunidades. Una ciudad puede dividirse en cuatro espacios: (1) barrios de personas con ingresos medios y altos en el centro de la ciudad; (2) urbanizaciones planificadas; (3) barrios periurbanos; y (4) asentamientos informales (Figura 14.11). Cada uno de estos espacios tiene sus propios aspectos físicos, geográficos, demográficos y socioeconómicos diferentes, lo que lleva a diferentes dinámicas y resalta el hecho que se necesita una variedad de tecnologías sanitarias y sistemas de gestión para resolver las deficiencias sanitarias urbanas de gran escala. La integración de todos estos espacios y la creación de puntos de contacto entre ellos donde sean necesarios son claves en la planificación de MLF.

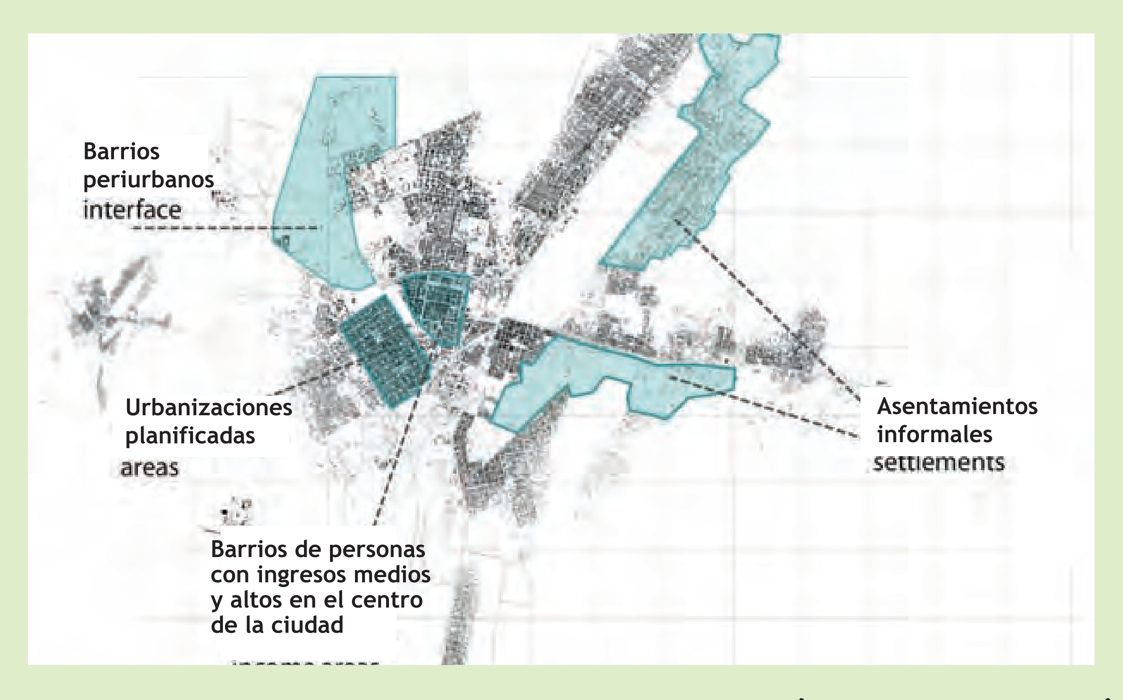


Figura 14.11 **La identificación de diferentes espacios urbanos (grafico: Christoph Lüthi).**





Figura 14.12 **Dos espacios urbanos muy diferentes: el asentamiento informal de Kibera en Nairobi, Kenia (izq.) y un barrio periurbano en Nouakchott, Mauritania (der.)**

Recuadro 14.3: Una guía para entrevistas con agricultores

1. Ubicación de la finca.

2. Tipos de cultivo.

3. Fertilizantes utilizados.
   - ¿Cómo es su uso actual de estiércol (de vacas, de ovejas, de cabras, de pollos), lodos fecales (LF), compost y químicos?
   - ¿Cuáles son los precios y la eficiencia de los diferentes fertilizantes?

4. Uso final de LF.
   - ¿Descarga directa en los campos?
   - ¿Cómo se los transporta hasta el campo?
   - ¿Les aplican algún tratamiento adicional, como almacenamiento o compostaje, antes de usarlos?

5. ¿Cómo ve el riesgo para su salud de usar LF?

6. ¿En qué meses necesita los lodos? (Marque con una X.)

Enero	Feb.	Marzo	Abril	Mayo	Junio	Julio	Ago.	Sept.	Oct.	Nov.	Dic.
☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐

7. ¿En qué meses necesita otros fertilizantes?

Enero	Feb.	Marzo	Abril	Mayo	Junio	Julio	Ago.	Sept.	Oct.	Nov.	Dic.
☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐

8. ¿Cuánto estaría dispuesto a pagar por los LF tratados?

El principal resultado debe ser un entendimiento claro de los problemas a afrontar, en función de su ubicación y tipo, en los hogares, barrios y ciudades enteras.

14.3.9 Usos finales y estudios de mercado

Las oportunidades para el uso final en un contexto específico deben investigarse desde el inicio, ya que influyen sobre la selección de las opciones de tratamiento (Figura 17.10). (El Capítulo 10 detalla las alternativas para el uso final y la recuperación de recursos.)

La mejor manera de descubrir las maneras en que los LF son tratados, desechados o utilizados actualmente es mediante entrevistas con los diferentes actores de MLF. La observación de la descarga, el tratamiento y el uso también son esenciales (Klingel *et al.*, 2002). El interés de posibles usuarios debe evaluarse junto con la factibilidad de estas actividades. Esto abarca estudios de mercado elementales, una evaluación de cuánto están dispuestos a pagar y escenarios para la cadena de suministro. En general, esto se debe a que la entrega de un producto a un cliente implica costos que los clientes no podrán cubrir posiblemente.

El Recuadro 14.3 presenta una guía para entrevistas con agricultores para evaluar sus prácticas y demandas de LF, cuánto están dispuestos a pagar y las características de productos similares que existen en el mercado.

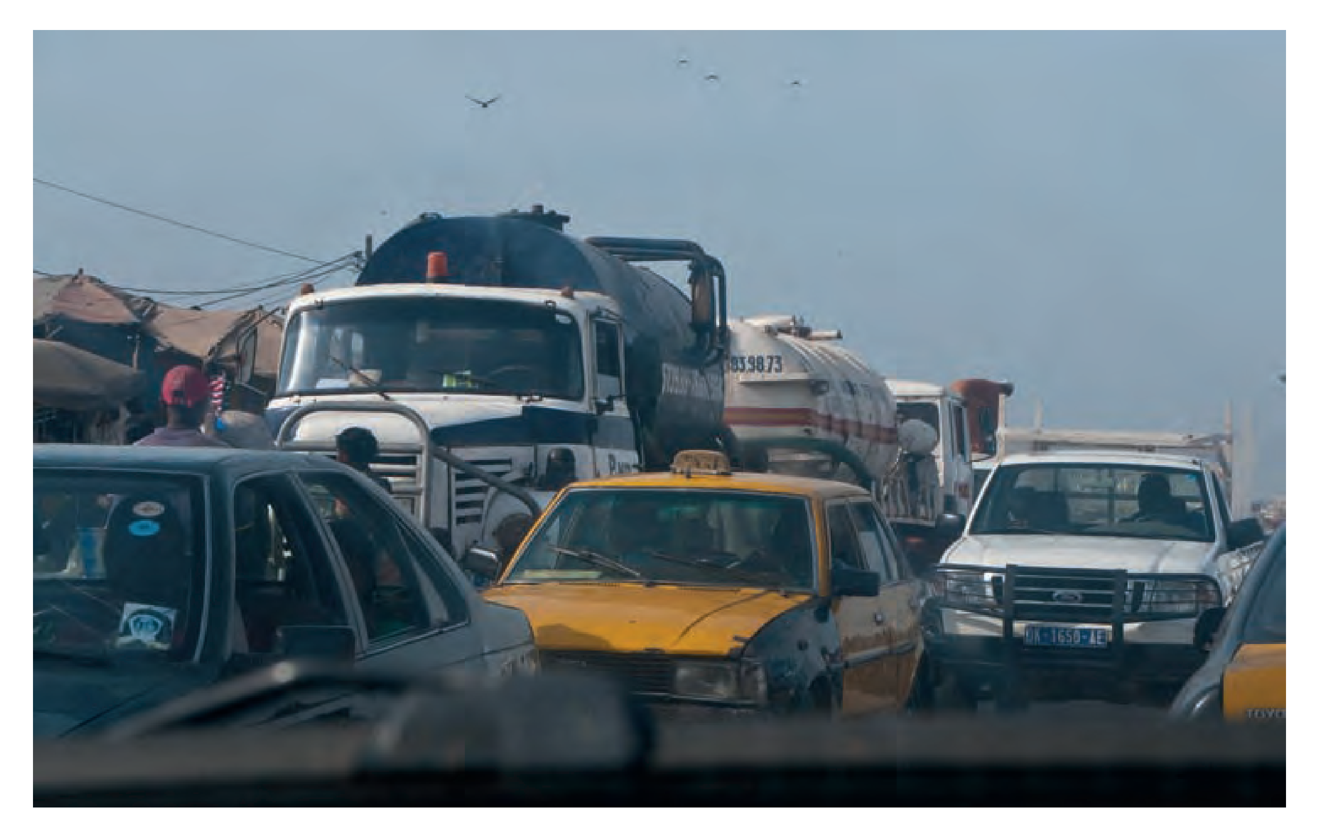


Figura 14.13 Camiones de transporte de lodos fecales atascados en el tránsito vehicular de Dakar, Senegal (foto: Linda Strande).

14.4 CARACTERIZACIÓN, EVALUACIÓN Y SELECCIÓN DE SITIOS DE TRATAMIENTO

Es fundamental que la selección de los sitios de tratamiento esté bien pensada. Existen ejemplos, como el de Bamako, en los cuales se construyó una ETLF que nunca se utilizó porque el sitio era inadecuado. La selección de los sitios debe llevarse a cabo según el tamaño de la ciudad, su configuración, el número de sitios disponibles y la extensión requerida por las compañías de recolección. Se deben considerar siempre varios sitios. El tamaño óptimo para una ETLF tiene que determinarse en cada caso, por lo que depende de factores como el costo de mano de obra, el costo de la tierra, la escala de la ETLF, las distancias de transporte y las condiciones del sitio (AECOM y SANDEC/EAWAG, 2010).

Los sitios existentes de descarga y los posibles sitios de tratamiento deben identificarse al inicio del proceso de planificación (Tabla 17.1), basándose en las entrevistas y visitas de campo que se realizan durante la evaluación detallada de la situación inicial. La evaluación de los sitios identificados debe realizarse antes de la selección de las alternativas de tratamiento, ya que sus características influyen en esa selección.

Es fundamental integrar en la selección de los sitios de tratamiento a las personas y compañías privadas que realizan la recolección y transporte, ya que son los más afectados. Es clave entender sus prácticas, limitaciones y necesidades, en particular los siguientes detalles:

- Sus rutas y sitios de descarga;
- Los problemas que enfrentan en la calle (congestión de tránsito, cobros de los policías);
- La distancia y tiempo promedio de sus viajes;
- Las tarifas que cobran; y
- Sus costos de combustible y mantenimiento.

Ellos podrán decir si es factible en lo práctico y en lo financiero entregar los LF en los sitios en consideración (Sección 14.3.3 y Capítulo 4).

Tabla 14.3 Criterios para la selección de sitios de tratamiento, junto con sus condiciones necesarias

Criterio	Condiciones necesarias
1. Distancia promedio de transporte para los camiones	Los operadores la aceptan y pueden pagar los costos respectivos, según las entrevistas
2. Accesibilidad	Fácil acceso
3. Extensión	>0,3 hectáreas
4. Tenencia y precio de la tierra	Está garantizado que se le puede comprar a un precio razonable
5. Potencial de urbanización	No existe riesgo a futuro de que el sector se urbanice
6. Topografía	No existe riesgo de inundaciones
7. Tipo de suelo	No es demasiado rocoso
8. Nivel freático de agua en el suelo	A una profundidad mayor a 2 m
9. Oportunidades para el uso o disposición final de los LF y efluentes tratados	Deben existir dentro o cerca del terreno

14.4.1 Identificación de sitios para el tratamiento

La identificación de los sitios actuales, antiguos y posibles para la descarga de los LF se lleva a cabo mediante conversaciones con los actores claves, en especial los siguientes:

Recolectores (de modo manual o mecánico): Ellos saben obviamente de los sitios de descarga. También es importante preguntarles sobre los sitios que fueron usados anteriormente y la descarga directa en los campos agrícolas. Se debe recordar que van a tener recelo en conversar sobre los sitios que son ilegales.

Usuarios finales: Primero, se deben identificar los lugares donde se utilizan los lodos. Luego, por ejemplo, si es en la agricultura, los agricultores podrán informar de los sitios dónde encuentran actualmente los lodos que utilizan. También, sabrán brindar información sobre los antiguos sitios de descarga o los sitios de uso temporal. Es interesante usar esta información para verificar lo que han dicho las personas que realizan el vaciado. Esto también dará una indicación de cómo se podría estructurar el mercadeo de los productos finales.

Autoridades municipales: El municipio o el Estado pueden tener terrenos aptos para el desarrollo de las ETLF. Esta opción sería buena, por lo que involucra más al municipio desde un inicio.

Autoridades tradicionales: En muchos casos, los líderes culturales tradicionales todavía manejan algunas tierras. Ellos podrían estar dispuestos a proveer un terreno para el bien del público.

Los políticos, los terratenientes, los planificadores municipales, los residentes, los operadores y los usuarios de los productos finales tendrán probablemente cada uno sus propias prioridades y exigencias acerca de la ubicación de una ETLF y las decisiones pueden ser muy sesgadas. Las presiones políticas o simplemente la disponibilidad de espacio libre podrían prevalecer sobre lo que consideran correcto los usuarios o los residentes de ese sector (Scott, 2013). La ubicación de una ETLF en un lugar incorrecto afectaría la sostenibilidad a largo plazo de su servicio.

Es común que las ciudades no tengan un catastro actualizado y se debe priorizar la identificación de los propietarios de los sitios identificados. Un GPS (que da las coordinadas mediante satélites) junto con Google Earth (Sección 14.2.5) son herramientas muy valiosas para evaluar las áreas alrededor y reemplazar los mapas que faltan o están desactualizados.

14.4.2 Criterios para caracterización y evaluación

Los nueve criterios propuestos en la Tabla 14.3 para caracterizar y evaluar los posibles sitios para las ETLF dan una buena base para la toma de decisiones. Algunas 'condiciones necesarias' podrían excluir directamente ciertos sitios, ya que sin ellas no se los podría considerar adecuados.

Además, se debe recopilar la siguiente información sobre cada sitio actual de descarga:

- ¿Cuándo es utilizado? ¿Solo en ciertas épocas del año?;
- ¿Con qué frecuencia se descarga allí?; y
- ¿De cuáles de los barrios de la ciudad vienen los LF descargados en cada sitio?

La distancia a recorrer hasta el sitio y su accesibilidad son asuntos muy importantes. Un sitio que está demasiado lejos o es difícil de acceder podría ocasionar que los operadores de transporte regresen a los sitios antiguos de descarga, que pueden ser ilegales e inseguros. El transporte de volúmenes relativamente pequeños (5 a 10 m^3 por camión) en caminos congestionados, a través de grandes ciudades no es factible económicamente. Un sitio que está demasiado lejos implica menos viajes por día, menos ingresos y mayores gastos en combustible para los operadores. Suman frecuentemente estos costos a las tarifas de vaciado, a fin de alcanzar el mismo grado de ganancia. Esta alza en el precio podría desincentivar el uso del sistema y los habitantes podrían aplicar otras prácticas informales y antihigiénicas.

La extensión necesaria para una ETLF es determinada por su diseño técnico. Otra consideración es que, si un solo sitio no es suficientemente grande, se podría considerar la posibilidad de dividir las unidades de tratamiento entre varios sitios más pequeños.

Es importante que la misma institución a cargo del tratamiento compre el sitio. Alquilarlo no es una buena opción, ya que existiría siempre la amenaza de que el dueño lo pida sin previo aviso. El precio del terreno es otro gran asunto a considerar al preparar el presupuesto de una ETLF.

La zona aledaña al sitio también es muy importante y se deben tomar en cuenta los siguientes aspectos:

Molestias para la vecindad: Una ETLF puede incomodar a los que viven alrededor, especialmente por los malos olores. Por esta razón, se debe ubicar a las ETLF a una distancia prudente de las residencias. También es necesario considerar el crecimiento de la ciudad a futuro.

Sinergia con la vecindad: Si el sitio está rodeado por campos agrícolas, el efluente tratado puede servir para regarlos, con el beneficio adicional de aportar nutrientes. La cercanía también facilitaría el transporte de los lodos tratados, si así lo desean los agricultores.

Topografía: Una ETLF no debe estar amenazada ni por inundaciones, ni por la erosión.

Tipo de suelo: Esto afecta en especial los costos de excavación. En áreas donde los tractores son escasos y la mayor parte del movimiento de tierra es realizada manualmente, se deben evitar suelos duros, rocosos o lateríticos. Los mapas de suelos son difíciles de encontrar y se deben evaluar las características del suelo en cada sitio, con la ayuda de los pobladores locales.

Nivel freático: Una capa de agua subterránea muy cerca de la superficie puede reducir la vida útil de construcción en cemento y otra infraestructura. Para evaluar esto, es recomendable investigar pozos existentes en la cercanía o preguntar a los vecinos.

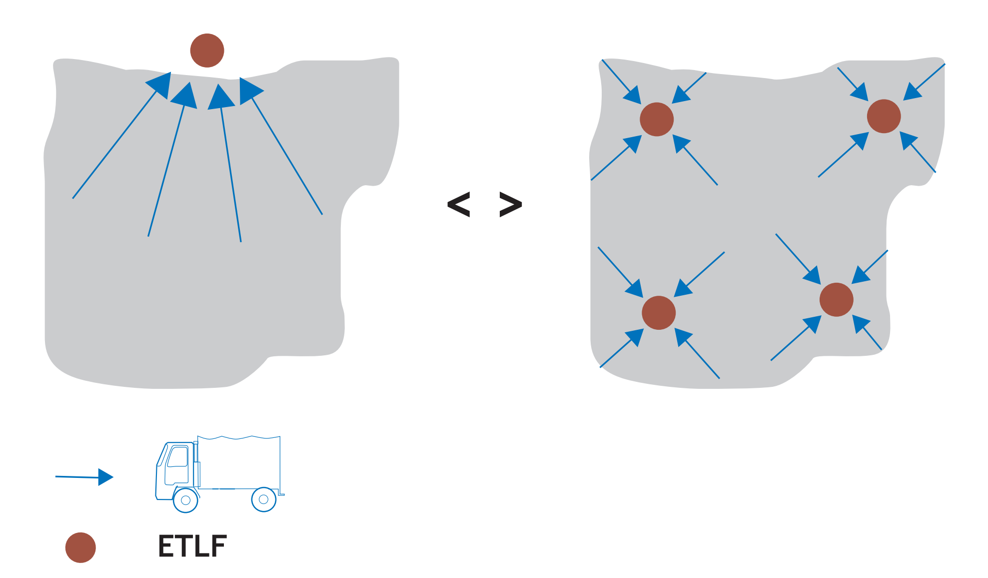


Figura 14.14 El enfoque centralizado y el semicentralizado en la selección de sitios para estaciones de tratamiento de lodos fecales (ETLF; Strauss y Montangero, 2003).

Es necesario planificar para la disposición del efluente tratado. Aún si es procesado, no debe verterse directamente en los cuerpos de agua. Puede ser utilizado en el riego o absorbido en el suelo mediante un campo de infiltración. En caso de que existan pozos de agua dentro de los 100 m aguas abajo de la ETLF, se deben colocar rótulos que indican que el agua no es apta para consumo humano.

14.4.3 Número de sitios

La distancia promedio de transporte desde las casas donde se van a recolectar los LF por tratarse en la ETLF y el tamaño de la estación son variables muy decisivas en el costo del sistema, su eficiencia y su sostenibilidad (Strauss y Montangero, 2003). Dada la dificultad de recolectar los LF y transportarlos a través de la ciudad hasta una ETLF, puede ser conveniente ubicar varios ETLF de escala mediana en sitios de fácil acceso alrededor de la ciudad, con el fin de reducir ampliamente los costos de transporte (Figura 14.14). Es verdad que los costos de inversión, operación y mantenimiento se reducen por unidad de LF por tratar mientras mayor es la estación, pero al construir varias se disminuyen los costos de transporte y el riesgo de descargas ilegales e indiscriminadas (Chowdhry y Koné, 2012).

El tratamiento de los LF puede optimizarse mediante grados de descentralización, puesto que la mayoría de las ETLF aplican tecnologías de bajo costo y en forma modular. Elegir varios sitios puede ajustar mejor a la logística de recolección y transporte y, de esta manera, podría reducir las tarifas de vaciado.

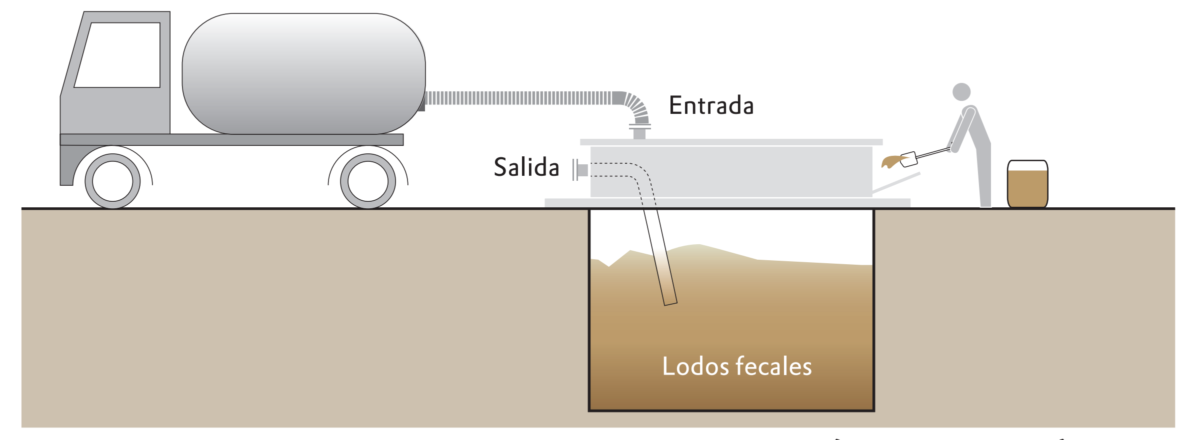


Figura 14.15 Esquema de una estación de transferencia (Tilley *et al.*, 2014).

La implementación de varias ETLF implica un análisis más detallado de las 'cuencas de LF' (el sector de la ciudad que envía sus LF a una cierta ETLF, en referencia a las cuencas hidrográficas) y las cantidades que llegarían a cada estación, con el fin de reducir el riesgo de diseñarlas demasiado grandes o demasiado pequeñas. Lo más problemático sería que los operadores lleven a una ETLF en preferencia a la otra por algún factor que se dio por alto en la evaluación de la situación inicial.

14.4.4 Lodos vaciados manualmente

Hasta aquí, se han explicado los asuntos que tienen que ver principalmente con el vaciado mecánico. La recolección manual representa otros desafíos, puesto que los proveedores de servicio manuales no pueden transportar los lodos muy lejos. Ellos trabajan principalmente en sectores donde se considera que el vaciado mecánico es demasiado caro o donde no pueden acceder los camiones (Capítulo 4). Muchas veces no es posible verter los lodos con seguridad en sus propios barrios y, por lo tanto, es muy importante vincularles con los proveedores de servicio que operan los camiones.

Una solución es la construcción de estaciones de transferencia (o tanques contenedores subterráneos, Tilley *et al.*, 2014), que son accesibles para los camiones y están cerca de donde trabajan los proveedores de servicio manuales. Además, se debe aprovisionarles de equipos livianos de transporte para que puedan llevar los lodos hasta aquellos puntos de recolección por los camiones. Estos tanques contenedores serían vaciados por los operadores mecánicos, como las otras instalaciones. Lo mejor sería que la comunidad o las autoridades municipales los financien (Figura 14.15).

14.5 BIBLIOGRAFÍA

AECOM., Eawag/Sandec. (2010). A Rapid Assessment of Septage Management in Asia - Policies and Practices in India, Indonesia, Malaysia, the Philippines, Sri Lanka, Thailand, and Vietnam. ECO-Asia. USAID: Bangkok, Tailandia.

Chowdhry, S., Koné. D. (2012). Business Analysis of Fecal Sludge Management: Emptying and Transportation Services in Africa and Asia. Bill and Melinda Gates Foundation, EE.UU.

Dodane, P. H. (2010). Assainissement de la Ville de Mahajanga: Situation Existante, Zonage et Priorités d'Action. Informe final. Francia.

FAO (1990). The community's toolbox: The idea, methods and tools for participatory assessment, monitoring and evaluation in community forestry. Roma, Italia.

Groves, R. M., Fowler Jr, F. J., Couper, M. P., Lepkowski, J. M., Singer, E.,Tourangeau, R. (2013). Survey methodology, 2nd edition. Nueva York, EE.UU.: Wiley.

Klingel F., Montangero, A. (2002). Faecal Sludge Management in Developing Countries - A Planning Manual / Gestion des boues de vidange dans les pays en voie de développement - Un manuel de planification. Dübendorf, Suiza: EAWAG/Sandec.

Koanda, H. (2007a). Fiches d'entretien. N'Kotchoyem. Sokodé, Togo, CREPA.

Koanda, H. (2007b). Projet AECM - Questionnaire d'enquêtes ménages pour l'élaboration de l'état des lieux sur les services urbains de base, CREPA.

Larvido, A. Dodane, P. H. (2011). Caractérisation du Secteur Informel de la Vidange des Latrines dans la Ville de Mahajanga, Madagascar. Francia.

Lüthi, C., Morel, A., Tilley, E., Ulrich, L. (2011). Community-Led Urban environmental sanitation planning: CLUES - Complete guidelines for decision-makers with 30 tools., Dübendorf, Suiza: EAWAG. Disponible en: www.sandec.ch/clues_es

Lüthi, C., Panesar, A., Schütze, T., Norström, A., McConville, J., Parkinson, J., Ingle, R. (2011). Sustainable Sanitation in Cities: a Framework for Action. - . Sustainable Sanitation Alliance (SuSanA), International Forum on Urbanism (IFoU), Papiroz Publishing House, Holanda. Disponible en: http://www.susana.org/en/resources/library/details/1019

Mbéguéré, M., Gning. J. B. (2009). Socio-Economic Profile of Domestic Faecal Sludge Emptying Companies. Sandec News. Dübendorf, Suiza: Eawag.

Mikhael, G. (2010). Demand Assessment for Sanitary Facilities and Services. Sanitation Market Assessment, Freetown, Sierra Leone. GOAL Sierra Leone. Vol. I. Sierra Leona.

Mikhael, G. (2011). Assessment of Faecal Sludge Emptying Services. Sanitation Market Assessment, Freetown, Sierra Leone. GOAL Sierra Leone. Vol. II. Sierra Leona.

Parkinson, J., Lüthi, C. (2013). Sanitation21 – a planning framework for improving city-wide sanitation services. (En español, Saneamiento21.) Londres, Gran Bretaña: International Water Association (IWA), EAWAG y GIZ. Disponible en inglés desde: http://www.susana.org/en/resources/library/details/1336

Parkinson, J., Tayler, K., Colin, J., Nema, A. (2008). A Guide to Decisionmaking: Technology Options for Urban Sanitation in India. Nueva Delhi, India: Programa de Agua y Saneamiento en el Sur de Asia del Banco Mundial y el Ministerio de Desarrollo Urbano del Gobierno de India.

Reymond, P. (2008). Elaboration d'une méthodologie permettant de déterminer une option durable pour le traitement des boues de vidange dans une ville moyenne d'Afrique subsaharienne - Application à la ville de Sokodé, au Togo. MSc. Thesis, EPFL, EAWAG/Sandec, Suiza.

Reymond, P., Ulrich, L. (2011). Questionnaire for Household Survey. ESRISS Field Material. Cairo, Egipto: EAWAG/SANDEC.

Schall, N. (2004).Practicioner's guide: Strengths, Weaknesses, Opportunities & Threats (SWOT). Methodfinder.

Scott, P. (2013). Dealing with land tenure and tenancy challenges in water and sanitation services delivery. Topic Brief No. 6. WSUP.

Strauss, M. Montangero, A. (2003). FS Management -Review of Practices, Problems and Initiatives. Capacity Building for Effective Decentralised Wastewater Management. Dübendorf, Suiza: Eawag/Sandec.

Taylor-Powell, E. (1998). Questionnaire Design: Asking questions with a purpose. Cooperative Extension. Disponible en: http://learningstore.uwex.edu/assets/pdfs/g3658-2.pdf

Tilley, E., Lüthi, C., Morel, A., Zurbrügg, C., Schertenleib, R. (2008). Compendio de Sistemas y Tecnologías de Saneamiento. EAWAG, Dübendorf, Suiza. Disponible en: http://www.eawag.ch/forschung/sandec/publikationen/compendium_e/spanish_version

WSP (2008). Technology Options for Urban Sanitation in India. A guide to Decision-Making, WSP Nueva Delhi, India.

WSUP (2011). GIS & mapping tools for water and sanitation infrastructure. Practice Note.

Preguntas para el Estudio de este Capítulo

1. ¿Qué tipos de datos deben recopilarse durante la fase de una evaluación inicial para un programa de MLF?
2. ¿Cuáles datos climáticos deben reunirse en esta fase? ¿Por qué son importantes?
3. ¿Cuál información es la más importante a obtener durante las entrevistas con las personas que recolectan LF de manera mecánica?

Capítulo 15

Análisis de los Actores

Philippe Reymond

Objetivos de aprendizaje

- Entender la importancia del análisis de los actores en el diseño de un proyecto de manejo de lodos fecales.
- Aprender a realizar tal análisis e identificar y caracterizar a los actores, así como las relaciones entre ellos.
- Comprender los principales intereses y limitaciones de los actores.
- Apreciar la manera en que la selección de actores claves evoluciona a lo largo del proceso de planificación y su vínculo con el enfoque iterativo del marco de planificación del Capítulo 17.
- Saber determinar qué actores requieren empoderamiento, motivación, incentivos, capacitación o información.

15.1 INTRODUCCIÓN

El manejo de lodos fecales (MLF) de modo eficiente y sostenible en toda una ciudad requiere la participación y apoyo de todas las partes interesadas, en especial los "actores claves". Con la palabra "actor" se refiere a "cualquier grupo, organización o individuo que puede influenciar o ser influenciado por el proyecto" o, en breve, "las personas que importan en el proyecto". Una de las mayores causas de fracasos en programas de agua y saneamiento en países de ingresos medios o bajos es dar por alto los intereses, necesidades, prioridades, culturas y realidades económicas de las personas.

A fin de comprender e integrar a los actores, se debe analizarlos mediante un proceso de identificación y caracterización, investigar las relaciones entre ellos y planificar para su participación. Este es un procedimiento vital para entender el contexto social e institucional de un proyecto o una política. Sus resultados proveen información temprana y esencial acerca de: las personas que serán influidas por el proyecto; las que podrían influenciar el proyecto (positiva o negativamente); los individuos, grupos o agencias que deberían integrarse en el proyecto (y la manera de hacerlo); y cuáles requieren mayor capacitación para poder participar en el proyecto (Rietbergen-McCracken y Narayan, 1998; Koanda, 2006). Es un proceso iterativo (es decir, se debe realizarlo una y otra vez para acercarse a los resultados más acertados), que es estructurado en este capítulo a través de cinco pasos principales (Sección 15.5). El desafío es asegurar un monitoreo constante de los actores a fin de ajustar la función de cada uno en el proceso y entender la naturaleza dinámica de sus necesidades, prioridades e intereses. Por lo tanto, este análisis es una tarea transversal que aparece una y otra vez a lo largo de todo el proceso de planificación de MLF.

Koanda (2006) demostró que el análisis de actores es una técnica apropiada para la planificación de MLF. Ofrece una base y estructura para la planificación, la implementación y el monitoreo de un proyecto, todos de modo participativo. (Por esta razón, el presente capítulo se vincula estrechamente con el Capítulo 16 sobre la integración de los actores, el Capítulo 12 sobre marcos institucionales y el Capítulo 17 sobre sistemas integrados de planificación de MLF. La Sección 15.5 proporciona una guía para la identificación y priorización de los actores claves, mientras el Capítulo 16 informa sobre maneras de integrarlos y asignar sus responsabilidades adecuadamente. El Capítulo 12 explica el modo de organizarlos en un sistema sostenible de manejo.) El enfoque del análisis de actores que se propone en el presente libro se compagina con el marco de planificación de MLF (Tabla 17.1) y los cinco pasos que se incluyen como actividades específicas en el proceso de planificación. La meta general de cada una de estas actividades es estructurar la información recopilada y determinar la estrategia de participación para la siguiente fase.

Los líderes del proceso deben llevar a cabo el análisis de los actores (Recuadro 17.1), aunque los facilitadores y los actores mismos pueden participar también. Se debe iniciar este análisis desde el comienzo del proyecto y las principales técnicas para realizarlo son las entrevistas informales y semiestructuradas, grupos focales y visitas de campo (Secciones 14.2, 14.3 y 16.4).

El análisis de los actores se basa en comprender a las personas y sus sentimientos. Se deben desarrollar relaciones estrechas entre los líderes del proceso, los facilitadores y los actores. Desarrollar confianza es un elemento clave en este paso y en todo el proceso de planificación (Figura 15.1).

Luego de un breve resumen del proceso de análisis de los actores y del enfoque que se propone en este libro, el presente capítulo describe la manera de identificar los actores en el MLF y caracterizarlos, además de compartir ideas prácticas para enfrentar sus intereses, limitaciones y necesidades. Finalmente, los diferentes pasos de un análisis de actores a lo largo del proceso de planificación son explicados y ejemplificados con un caso de estudio.



Figura 15.1 Una visita de campo con los actores claves en el saneamiento de Sokodé, en el país africano de Togo (foto: Philippe Reymond).

15.2 ANÁLISIS DE LOS ACTORES: ¿POR QUÉ Y CÓMO?

El análisis de los actores se ha vuelto cada vez más popular con una variedad de organizaciones en muchos campos diferentes y es aplicado actualmente por forjadores de políticas, reguladores, organizaciones gubernamentales y no gubernamentales, empresas y la prensa (Friedman y Miles, 2006). Las preguntas claves que el análisis de actores contribuye a contestar son por ejemplo: ¿cómo se pueden tomar en cuenta los respectivos intereses e influencias de los diferentes actores? y ¿cómo se podría representar adecuadamente a actores tan diversos? Por esta razón, el análisis de actores es visto como un enfoque que puede empoderar a los actores marginados a influir en los procesos de la toma de decisiones (Reed *et al.*, 2009). Ha sido utilizado para: trabajar más eficientemente con los actores; facilitar la implementación transparente de decisiones; entender el contexto de las políticas; y evaluar la factibilidad de opciones futuras (Brugha y Varvasovsky, 2000).

En el MLF, este proceso es particularmente importante a fin de lograr lo siguiente:

- Identificar a quién involucrar (y hasta qué punto) en las diferentes fases del proceso de planificación e implementación (Sección 16.6);
- Entender los diversos intereses de los diferentes actores y quién puede influir para apoyar, bloquear, demorar o rechazar el proyecto;
- Reconocer conflictos de intereses entre los actores;
- Determinar relaciones entre los actores que deben mejorar o fortalecerse;
- Estructurar el conocimiento acerca de los actores para poder compartirlo con otros;
- Comprender la manera de tratar con diferentes personas (p.ej., debe ser claro a quién se debe empoderar, a quién se debe informar y a quién se debe manejar con un cuidado especial para minimizar posibles amenazas); y
- Evaluar la manera de aprovechar mejor los aspectos positivos de los actores informales, minimizar sus aspectos negativos y buscar modos que sean realmente funcionales para crear nexos entre los formales y los informales (Cacouris, 2012).

El método de análisis de actores que se propone en el presente libro sigue un enfoque de 'categorización analítica' basado en los grados de interés e influencia. Varios 'atributos' o 'factores de categorización' ayudan a identificar los actores más importantes o influyentes y las razones de ello. A fin de estructurar el proceso dinámico en actividades bien definidas, se proponen cinco pasos formales que siguen el proceso de planificación del marco de planificación de MLF (Tabla 17.1):

Paso 1, la identificación y caracterización preliminar de los actores;
Paso 2, la caracterización y selección de los actores claves;
Paso 3, la reevaluación de los actores claves, según las opciones validadas;
Paso 4, la reevaluación según el Plan de Acción; y
Paso 5, la reevaluación previa a la inauguración de la ETLF (estación de tratamiento de LF).

El análisis de los actores es una técnica poderosa para entender cómo las personas piensan y actúan. Sin embargo, la información recopilada debe manejarse cuidadosamente, puesto que incluye datos sensibles. Muchos de los intereses son clandestinos y los propósitos reales pueden estar parcialmente disimulados (ODA, 1995).

Los resultados pueden organizarse mejor en tablas (Sección 15.4 y Caso de Estudio 15.1) y los riegos y suposiciones que surgen del análisis deben incluirse en el marco lógico del proyecto (ODA, 1995). Estos registros serán revisados a lo largo de todo el proceso.



Figura 15.2 Presentación sobre los actores y las demandas del mercado en Dakar, Senegal (foto: Linda Strande).

15.3 IDENTIFICACIÓN DE LOS ACTORES

La identificación de los actores es una de las primeras tareas al iniciar un nuevo proyecto (Figura 15.2). La colaboración con los facilitadores locales es primordial para entender la situación rápidamente. La identificación de los actores es un proceso iterativo, durante el cual se agregan nuevos actores a medida que el análisis avanza, por ejemplo, basándose en opiniones de expertos, grupos focales, entrevistas semiestructuradas (Sección 14.2), muestreo tipo bola de nieve (es decir, los unos conocen a los otros, etc.) o combinaciones de estos (Reed *et al.*, 2009)[1]. Es cuestión de contactar a personas que saben sobre el tema y tienen acceso a los actores más importantes e influyentes. En muchos casos en los países de ingresos medios y bajos, el líder del proceso debe ser presentado por un tercero a fin de iniciar un diálogo y trabajar eficientemente desde un inicio.

Mientras más personas se conozcan, menos probable será que se dé por alto a actores importantes. En cada reunión, se pueden identificar más actores mediante una 'lluvia de ideas' a fin de recopilar una lista exhaustiva de personas, grupos o instituciones (NETSSAF, 2008). El mapeo de los actores puede realizarse para visualizar los diferentes actores y las relaciones entre ellos.

En algunos países, los actores que participan en el MLF ya han sido identificados en estrategias nacionales de saneamiento. Estas estrategias pueden también mencionar quién es responsable del manejo de aguas servidas y excremento, la construcción de letrinas y el vaciado de los lodos, entre los actores públicos y privados.

1 Reed *et al.* (2009) reunieron en una tabla los diferentes métodos de analizar los actores, junto con los recursos necesarios, el grado de participación de los actores y las fortalezas y debilidades de cada método.

15.3.1 Actores en el manejo de lodos fecales

En general, los actores que deben participar en el proceso de planificación de MLF pueden clasificarse en ocho categorías, como se indica a continuación y en la Tabla 15.3.

Autoridades municipales

- Alcalde;
- Técnicos municipales de ambiente, saneamiento, higiene y salud pública; y
- Policías municipales.

Autoridades nacionales y regionales

- Varios directores regionales, como los de saneamiento, salud, agua, obras públicas, estadísticas, urbanismo, vivienda, desarrollo local y agricultura.

Servicios

- Públicos, semiprivados (paraestatales) o privados (privatizados).

Autoridades tradicionales y dirigentes influyentes

- Dirigentes étnicos;
- Líderes barriales; y
- Líderes religiosos.

Compañías pequeñas de MLF

- Proveedores de servicio de modo mecánico, dueños de estas compañías, representantes de asociaciones de ellas; y
- Proveedores de servicio de modo manual y sus asociaciones.

Existen numerosos casos en los cuales alguien posee u opera un solo camión (Chowdhry y Koné, 2012). En otros casos, los dueños no operan sus camiones y, por lo tanto, no se debe suponer que los dueños y los operadores tengan los mismos intereses e influencias (Sección 14.3.3).

Organizaciones que impulsan el saneamiento

- Organizaciones comunitarias;
- ONG locales o internacionales que realizan actividades de saneamiento (incluyendo la construcción de letrinas y la gestión de desechos sólidos);
- Universidades y centros de investigación; y
- Organismos donantes.

Posibles usuarios de los productos finales

- Agricultores, asociaciones agrícolas e instituciones que apoyan a la agricultura;
- Ganaderos, asociaciones ganaderas e instituciones que apoyan a la ganadería; e
- Industrias que podrían quemar lodos secos o biogás en sus procesos.

Habitantes

- Usuarios de los inodoros; y
- Propietarios y arrendadores.

Es importante distinguir entre los usuarios y propietarios. Si la persona que vive en un hogar es el dueño, es la misma persona, pero si la propiedad es alquilada existe una gran diferencia. En general, los inquilinos tienen que pagar por el vaciado, no los arrendadores (Figura 15.3; Scott, 2011). En el caso de letrinas públicas, por ejemplo, sería lógico tomar en cuenta las asociaciones de usuarios.



Figura 15.3 **Dos actores en el manejo de lodos fecales : la jefa de un hogar y el proveedor de servicio (foto : Philippe Reymond).**

En todos los casos, se deben contestar las siguientes dos preguntas (ODA, 1995):

1. ¿Se han identificado todos los que podrían apoyar u oponerse al proyecto?
2. ¿Se han identificado los grupos vulnerables que tienen algún interés en el proyecto?

Por supuesto, los actores varían según el contexto. Las instituciones, los modos de organizarse, el ambiente y la cultura cambian de una región a otra, incluyendo las actitudes respecto al excremento humano. Esta lista puede servir de pauta, pero de todas maneras esto debe investigarse y analizarse en cada caso.

El marco institucional y el modo actual de organización (Capítulo 12) constituyen la base para construir un sistema de MLF con la ayuda del planificador, además de influir en la configuración específica de actores. En ciudades donde no se ha organizado el MLF, lo llevan a cabo generalmente personas privadas e informales. En otros casos, el Estado puede delegar el MLF a las empresas de servicio, sean ellas públicas, semiprivadas o privadas.

15.3.2 Diferencias entre ciudades grandes y medianas

La escala tiene un gran impacto en el tipo y número de actores y la manera en que se integran. Por sus barrios heterogéneos y una cierta norma de ingresos y vivienda, las ciudades grandes suelen presentar las siguientes características:

Mayor número de actores: En grandes ciudades, existen más actores en cada categoría, en especial los que realizan el vaciado, las ONG, los agricultores, los dirigentes tradicionales y los políticos. En una ciudad pequeña o mediana, es factible entrevistar individualmente a cada proveedor de servicio, pero en una ciudad grande es necesario organizarlos en asociaciones con representantes, lo que ya se ha hecho en Dakar, Uagadugú y Kampala.

Varias ciudades en una: Los barrios o sectores de una gran ciudad podrían compararse con varias ciudades medianas, cada una con sus propios emprendedores privados, dirigentes tradicionales, sitios de descarga y posiblemente líderes políticos. Para el análisis de actores, puede ser conveniente considerar cada sector por separado, además de la totalidad de la ciudad entera.

Más usuarios finales, distribuidos de manera diferente: Diferentes patrones de agricultura y la presencia de industrias pueden brindar nuevas oportunidades para el uso final de los productos de tratamiento en mayor grado en las ciudades grandes, comparadas con las pequeñas. Un ejemplo es la utilización de lodos secos como combustible.

15.4 CARACTERIZACIÓN DE LOS ACTORES

La caracterización de los actores genera la información necesaria sobre la mejor manera de integrar cada actor y, al final del proceso, la mejor manera de distribuir las responsabilidades. También así se inicia el proceso de la selección de los actores claves.

15.4.1 Información que debe registrarse

Los siguientes atributos sirven para categorizar a los actores (Koanda, 2006):

Intereses principales: Es importante consultar con los actores para determinar una manera de tomar en cuenta todos sus intereses en el futuro sistema de MLF.

Fortalezas: Los líderes del proceso deben determinar los aspectos positivos con los cuales pueden contar.

Debilidades: Es clave entender las necesidades de información, empoderamiento y capacitación.

Oportunidades y amenazas: Se deben caracterizar las posibles perspectivas positivas y negativas para el proyecto.

Relaciones entre los actores: Esto incluye, por ejemplo, jerarquías, amistades, competencia y nexos profesionales. Buenas o malas relaciones pueden determinar qué grupos de trabajo pueden formarse y dónde existen las mejores alianzas para impulsar el proyecto. La confianza y la diplomacia son muy importantes.

Impactos: El tipo de influencia que el proyecto puede tener sobre un actor también determina las medidas necesarias para maximizar los impactos positivos y minimizar o mitigar los impactos negativos.

Necesidades de participación y capacitación: Las acciones requeridas surgen principalmente de los intereses, debilidades y potenciales que se identifiquen.

(El Capítulo 14, Evaluación de la Situación Inicial, resalta los diferentes métodos y técnicas para la recopilación de datos, incluyendo el análisis de fortalezas, debilidades, oportunidades y amenazas. El Capítulo 16 indica maneras de traducir las características de los actores en una estrategia para su integración.)

La información recopilada puede reunirse en una tabla de actores (Tabla 15.1).

Tabla 15.1 Un ejemplo de una tabla de actores que sirve para resumir sus características

Actores	Intereses	Fortalezas	Debilidades	Oportunidades / Amenazas	Relaciones	Impactos	Necesidades de participación
Actor A							
Actor B							
Actor C							
...							

Planificación

Las relaciones entre los actores pueden representarse en un diagrama de relaciones. Estos ejercicios de mapeo de los actores son especialmente útiles para que ellos mismos visualicen la situación durante este análisis.

Las relaciones con los actores, y entre ellos, evolucionan a lo largo del proceso. Al inicio, se toman en cuenta principalmente los grupos generales, por ejemplo los operadores de los camiones y las autoridades municipales, pero, a medida que el proyecto avanza surgen relaciones estrechas entre los líderes del proceso y los actores, llegando a enfocarse más los individuos, por ejemplo operadores particulares, líderes entre los agricultores o políticos influyentes. Hasta que se eligen y validan las combinaciones del servicio, estas relaciones entre los actores pueden considerarse como informales y el proceso depende de discusiones, entrevistas y reuniones. Una vez que se define el Plan de Acción, en cambio, muchas de las relaciones entre los individuos y compañías se vuelven formales y contractuales.

15.4.2 Influencia e interés

Es importante diferenciar entre dos tipos de oportunidades y amenazas: la influencia sobre el proyecto y el interés en el mismo (ODA, 1995) Estos dos conceptos pueden definirse de la siguiente manera:

La Influencia es el poder que los actores tienen sobre el proyecto, por ejemplo para controlar qué decisiones se toman, facilitar su implementación o afectar al proyecto negativamente. La Tabla 15.2 presenta ideas sobre los factores que confieren influencia.

El interés caracteriza a los actores cuyos problemas, limitaciones y necesidades son prioritarios en la estrategia, por ejemplo los que transportan los lodos, los que desean utilizar los productos finales, los habitantes y las autoridades sanitarias.

Esta distinción es especialmente importante para las minorías étnicas y los grupos de bajos ingresos, como los vaciadores manuales, los habitantes y los agricultores de bajos ingresos, quienes no tienen frecuentemente la oportunidad de expresar sus opiniones. Puede hacer falta un esfuerzo especial para fomentar que estos actores participen activamente a fin de empoderarles y asegurar que sus necesidades estén satisfechas (Capítulo 16). Para que una iniciativa sea exitosa, es importante saber si un actor puede tomar acciones y de qué manera puede participar.

Tabla 15.2 Variables que contribuyen a la influencia de diferentes actores (adaptado de ODA, 1995)

FACTORES DE INFLUENCIA	
Dentro y entre las organizaciones formales	**En grupos informales**
Jerarquía (toma de decisiones, manejo de presupuestos)	Estatus social, económico y político
Liderazgo (formal, informal, político, familiar o por carisma,)	Grado de organización, consenso y liderazgo en el grupo
Control de recursos estratégicos para el proyecto	Grado de control de recursos estratégicos
Conocimiento especializado (p.ej., los ingenieros)	Influencias informales mediante nexos con otros actores
Posición que favorece la negociación (fortaleza frente a otros actores) – conexiones personales con políticos poderosos	Grado de dependencia de otros actores

	Baja influencia	Alta influencia
Bajo interés	**Es poco probable que los actores participen estrechamente en el proyecto y no requieran más que la información que se dirige al público general** **Información**	**Estos actores podrían oponerse al proyecto, por lo tanto, se debe informarles y reconocer sus puntos de vista para evitar conflictos** **Diálogo – Información**
Alto interés	**Estos actores requieren un esfuerzo especial para asegurar que sus necesidades estén satisfechas y que su participación sea fructuosa** **Diálogo - Empoderamiento**	**Estos actores deben participar estrechamente a fin de asegurar su apoyo para el proyecto** **Diálogo – Colaboración Empoderamiento – Delegación**

Figura 15.4 Cuadro de influencia e interés para identificar las necesidades de participación de los diferentes actores (adaptado de Rietbergen *et al.*, 1998).

La próxima sección ofrece criterios para ayudar a categorizar a los actores según sus influencias e intereses. Una vez que los actores han sido caracterizados, los líderes del proceso pueden plasmar los resultados en un cuadro de influencia e interés (Figura 15.4). Este cuadro sirve en la toma de decisiones sobre cómo tratar con los respectivos actores e identificar sus grados de participación, como se va a detallar más en la Sección 16.3 (ODA, 1995; Rietbergen *et al.*, 1998; IIED, 2005). En conjunto con la tabla de selección de actores claves (Tabla 15.4), es un documento de la línea de base que contribuye a comunicar la situación a las personas externas y que puede actualizarse fácilmente en los pasos posteriores del proceso.

Al analizar el interés y la influencia, es necesario entender hasta qué punto un actor es influyente o está interesado y eventualmente qué impactos puede tener en el proyecto, los impactos del proyecto sobre él y su participación óptima (Capítulo 16), en función de las oportunidades y amenazas vinculadas a cada actor.

15.4.3 Criterios para la selección de actores claves

Los actores claves en un proyecto de MLF son los que tienen intereses e influencias que están más en juego. Se proponen los siguientes seis criterios o 'atributos' para su selección (con el cumplimiento de uno siendo suficiente para ser considerado clave):

C1 Trabaja en el MLF;
C2 Tiene poder político;
C3 Es un posible apoyo o amenaza;
C4 Tiene capacidad de conseguir financiamiento;
C5 Es propietario de un posible sitio de tratamiento; y
C6 Es un posible usuario de los productos finales del tratamiento.

Estos atributos se refieren al interés, a la influencia o a los dos y pueden clasificarse correspondientemente (Figura 15.5). De esta manera, es más fácil llenar el cuadro de influencia e interés. Por ejemplo, un actor que trabaja en el MLF (C1) será considerado a tener un interés, mientras otro actor que trabaja en el MLF (C1) y tiene capacidad de obtener financiamiento (C4) tiene interés e influencia. Un ejemplo de este proceso está presentado en el Caso de Estudio 15.2.

15.4.4 Características de los actores y sus necesidades de participación

La Tabla 15.3 indica los típicos intereses y necesidades de los actores de MLF, junto con sus oportunidades en el proyecto y sus necesidades de participación. (La Sección 16.3 proporciona más detalles sobre el desarrollo de una estrategia para los actores basado en un análisis de los mismos; la Sección 16.4 sobre la determinación de grados de participación; y la Sección 16.6 sobre la determinación de las técnicas de integración más apropiadas.)

Influencia

Interés

C3: Posible apoyo o amenaza
C4: Capacidad de conseguir financiamiento
C5: Tiene un posible sitio de tratamiento

C2: Poder político

C1: Actividad vinculada al MLF
C6: Posible usuario de los productos finales del tratamiento

Figura 15.5 Clasificación de los criterios de selección de los actores claves según su influencia e interés (figura: Philippe Reymond).

15.4.5 Problemas prácticos enfrentados por los actores

Los actores pueden experimentar problemas prácticos durante los procesos de planificación e implementación. Pueden ser del ámbito financiero, educativo, cultural o personal. El análisis de actores contribuye a entender estos problemas, mediante entrevistas y reuniones, como parte del análisis FODA (Sección 14.2.7), ya que estos problemas pueden considerarse debilidades en la situación actual o amenazas para el proceso. Es factible prevenir o controlar estos problemas normalmente por medio de la información, la capacitación y la diplomacia (véase las 'Técnicas de Integración', en la Sección 16.4).

Los actores enfrentan con frecuencia los siguientes problemas (junto con algunas maneras de tratarlos):

Factores que impiden la participación:

Algunos actores importantes carecen de influencia y reconocimiento: Esto puede ocurrir, por ejemplo, con los vaciadores manuales y los agricultores. Estos grupos requieren empoderamiento, por ejemplo mediante una organización como una asociación o sindicato, lo que permite llevar sus opiniones a los foros de planificación y operación de MLF. La difusión entre la población de la importancia del servicio que realizan estos grupos –y que este podrá mejorarse con un MLF más coordinado–- mejoraría el estatus social de estas personas.

Algunas personas no pueden leer, escribir o hablar el idioma oficial: El analfabetismo total o parcial resta poder a los que lo sufren. Esto afecta especialmente a las personas de menos ingresos y se debe adaptar apropiadamente su integración y comunicación, además de adaptar la información al público meta. En todos los casos de culturas orales, se debe priorizar la comunicación gráfica.

Falta de dinero: Muchos de los actores podrían recibir pocos ingresos y los eventos de planificación representan un costo para ellos debido al tiempo perdido de su negocio cotidiano. A veces, vale la pena cubrir los costos de transporte y alimentación para las personas que asisten a las reuniones. Caso contrario, la asistencia podría ser muy baja, en especial respecto a los de menos ingresos.

Tabla 15.3 **Características típicas de los principales actores y las acciones correspondientes (adaptado de Koanda, 2006)**

Tipo de actor	Intereses principales	Oportunidades	Necesidades de integración y acciones requeridas
Autoridades municipales	- Salud pública - Limpieza de la ciudad - Cobro y manejo de impuestos de saneamiento	- Control de cumplimiento mediante el marco regulatorio y la policía - Manejo de unidades de tratamiento - Vínculos con otros actores, contratos existentes y autorizaciones - Desarrollo de servicios sociales	- Concientización, capacitación y colaboración - Los marcos institucionales y regulatorios muchas veces deben desarrollarse y su aplicación debe ser cumplida - En muchos casos, faltan fondos, personal y terrenos - Hacerles participar en el esquema financiero
Autoridades nacionales y regionales	- Respeto por las leyes y regulaciones - Capacitación - Planes maestros	- Colaboración entre entidades, desarrollo de sinergias - Apoyo para la recopilación de los datos de la línea de base	- Concientización, información
Servicios públicos	- Ingresos suficientes - Prioridades municipales, regionales o nacionales	- Recolección, transporte y tratamiento por una sola entidad - Subvenciones cruzadas para permitir un servicio social	- Colaboración, concientización - Asegurar que actúen realmente como 'servicios públicos' atendiendo a los barrios pobres y no solo los ricos
Autoridades tradicionales	- Salud pública	- Apoyo al proceso - Destinar terrenos posiblemente	- Concientización, información, diálogo
Compañías pequeñas de MLF - de modo mecánico	- Ingresos suficientes - Sitios de descarga cerca de la zona de trabajo - Estatus legal claro - Mejor imagen	- Incrementar la calidad de servicio - Menor tarifa de vaciado - Colaboración con los del modo manual	- Organizar asociaciones (empoderamiento) - Organizar el mercado - Controlar cumplimiento - Recibir licencias y contratos de los municipios
- de modo manual	- Ingresos suficientes - Mejor estatus y reconocimiento social - Reducir riesgos laborales	- Mejorar condiciones laborales	- Organizar asociaciones - Empoderamiento ('hacer escuchar su voz') - Capacitación - Organizar la recolección y transporte (o transferencia)
Organizaciones que impulsan el saneamiento	- Bienestar de los ciudadanos - Ambiente limpio - Capacitación - Visibilidad	- Experiencia en la promoción sanitaria - Estructuras, personal y competencias existentes - Contacto con los habitantes - Capacidad para recaudar fondos	- Pueden ayudar con facilitación, experiencia y fondos internacionales - Su relación con las autoridades debe ser investigada
Posibles usuarios de los productos	- Productos seguros a buenos precios - Más producción	- Incrementar ingresos a la ETLF por venta de productos	- Crear grupos de usuarios (empoderamiento) - Estudios del mercado y del precio que están dispuestos a pagar
Habitantes (propietarios e inquilinos)	- Tarifas de vaciado que sean alcanzables - Ambiente limpio	- Presión sobre las autoridades municipales y proveedores de servicio - Pagar más para un mejor servicio - Mejor manejo de las estructuras descentralizadas	- Información, concientización de cambios en su comportamiento especialmente en el manejo de las estructuras descentralizadas - Evaluar cuánto pueden y están dispuestos a pagar - Consejos para la construcción de estructuras

Limitaciones para el negocio de vaciar los lodos:

Costos del transporte de lodos: Este es un asunto clave para los vaciadores (de modo mecánico y manual). Mientras más tienen que viajar para descargar, menos viajes pueden realizar en un día y (para los de modo mecánico) mayor gasto en combustible. En general, estos costos son pasados a los habitantes y muchos no alcanzan a pagarlos. Este asunto debe conversarse y entenderse ampliamente durante la selección de los sitios de tratamiento (Sección 14.4).

Falta de terreno para actividades de MLF: Esto es común en lugares donde una administración local ha sido sobrepuesta sobre sistemas tradicionales de manejo de los terrenos y las actividades de MLF no han sido incluidas dentro de los servicios que entrega el municipio. Muchas veces, existen varios reclamos de terrenos mediante los sistemas tradicionales y oficiales. La resolución de estos conflictos de tierras puede demorar mucho tiempo y puede ser un proceso muy cargado en lo político, por lo tanto los propietarios tradicionales o informales pueden ejercer una gran influencia en la selección del sitio para una ETLF.

Falta de recursos y capacidades:

Falta de capacidad administrativa: Esto es frecuente entre las entidades municipales. Es beneficioso promover capacitación y participación activa en el proceso de planificación de MLF, así como intercambios con las municipalidades exitosas en este aspecto dentro de la región.

Falta de recursos humanos: Es frecuente que no existan suficientes técnicos, como consecuencia de la baja priorización. El establecimiento de sinergias con otras instituciones, organizaciones o compañías privadas podrían darse durante el proceso participativo, ayudando a resolver la demanda de servicios técnicos (p.ej., delegación o colaboraciones públicas-privadas). El proyecto también podría contratar y financiar técnicos adicionales para trabajar en el municipio.

Leyes incompletas o sin control de cumplimiento: En muchas ocasiones, el marco legal necesario no existe o no se hace cumplir, debido a la falta de voluntad política. Los planificadores deben ayudar a las autoridades municipales a armar su propio marco legal, por ejemplo mediante decretos del alcalde (Capítulo 12). Si estas medidas son eficientes, luego podrían ser implementadas a escala regional o nacional.

Bajo cobro de impuestos: Esto puede ser un resultado del punto anterior. En muchos casos, la administración carece del poder de recaudar tarifas y, al mismo tiempo, los habitantes no están dispuestos a pagar. Por otro lado, sería comprensible si el municipio no provee los servicios que la tarifa debe cubrir. En este caso, se debe incrementar la transparencia y la información a la comunidad.

Roces entre los actores:

Juegos de poder y competencia: Es frecuente observar una falta de coordinación y colaboración entre las instituciones (unidades administrativas, ONG, etc.) o entre ellas y los actores privados (p.ej., los servicios públicos versus los operadores informales). En algunas sociedades, la información es considerada una forma de poder y existe recelo para compartirla. La falta del libre intercambio de información también es un síntoma de los conflictos de interés, el traslape de mandatos institucionales y/o la división de un tema entre diferentes entidades. La mejor manera de superar esto es pasar uno mismo información a otros y demostrar que trabajar juntos con libre intercambio de información es beneficioso para todos (Capítulo 16).

Falta de comunicación y coordinación dentro y entre instituciones: Esto está ligado al punto anterior; nadie sabe lo que los otros están haciendo o actúan independientemente de todas maneras, en la esperanza de lograr más trabajo, prestigio y/o fondos. La solución para esto es la misma del punto anterior.

Tensiones entre los actores formales e informales: Los servicios públicos de agua y saneamiento suelen ofrecer servicios como un monopolio y apoyan muy poco a los emprendedores de pequeña escala (Lüthi *et al.*, 2011). Pueden presionar a estos actores informales, aun cuando los servicios no pueden cubrir toda la demanda con un servicio satisfactorio. Los servicios públicos no obedecen a la misma lógica que los emprendedores informales. Si los dos están presentes al mismo tiempo, se debe cuidar que sus respectivos intereses estén respetados.

Conciencia y comportamiento:

Falta de conciencia: Muchos actores desconocen los daños a la salud y al ambiente que causa la falta de MLF. Se debe invertir un gran esfuerzo para informar a todos y asegurarse que entiendan las implicaciones de sus decisiones, con el fin de evitar sorpresas desagradables durante la implementación. La capacitación inicial y reforzada apunta principalmente a ayudar a los actores en la toma de decisiones de manera informada. Después, durante la fase de implementación, se apunta más a la educación de los actores sobre la formas de enfrentar sus responsabilidades respectivas.

15.5 EN LA PRÁCTICA: LA SELECCIÓN ITERATIVA DE LOS ACTORES CLAVES

A medida que el proceso de planificación avanza, el conocimiento sobre la situación inicial se profundiza, se recopilan más datos y se conoce a más personas, la manera de proceder se vuelve más y más clara. Se toman decisiones que pueden influir en la lista de quién debe participar y cómo seguir adelante. Algunos de los actores claves que fueron seleccionados al inicio pueden dejar de ser importantes o, por lo contrario, pueden incrementar su importancia o influencia, además de que otros actores nuevos pueden aparecer. En consecuencia, es fundamental observar la situación constantemente y adaptarse a ella. El análisis de los actores no es solo una tarea a realizar al inicio (Capítulo 14), sino una actividad iterativa a lo largo de todo el proceso de planificación (Tabla 17.1, Actividades A, B, G, O, R y W).

Para tener claridad, se proponen cinco pasos formales, siguiendo el marco de planificación del MLF (Tabla 17.1) y más específicamente las fases de planificación (Sección 17.4). Estos pasos son considerados las principales actividades del proceso de planificación:

PASO 1: Identificación y caracterización preliminar de los actores (Actividades A y B en Tabla 17.1)
PASO 2: Caracterización y selección de actores claves (Actividad G)
PASO 3: Reevaluación de los actores claves según las opciones validadas (Actividad O)
PASO 4: Reevaluación según el Plan de Acción (Actividad R)
PASO 5: Reevaluación previa a la inauguración de la ETLF (Actividad W)

Los actores son reevaluados continuamente en función de su interés e influencia mediante los criterios de selección. El objetivo principal es tomar decisiones informadas sobre la mejor manera de hacer participar los diferentes actores en el proceso. La función del líder del proceso y sus facilitadores es crucial. Es necesario contar con una relación estrecha con los actores locales y una buena dosis de diplomacia para ‘sentir el pulso de lo que pasa’.

15.5.1 PASO 1: Identificación y caracterización preliminar de los actores

Al inicio del proceso de planificación, durante la fase preparatoria, los líderes del proceso y los facilitadores locales llevan a cabo una evaluación preliminar de la situación inicial y un primer inventario de los actores (Actividad A). Luego, al inicio de los estudios preliminares, extienden el primer contacto a una identificación formal y una caracterización preliminar de ellos (Actividad B), antes del lanzamiento oficial del proyecto. Esto permite formar una primera idea de quiénes están allí y quiénes deben participar, a fin de formular la lista de invitados para el taller de lanzamiento del proyecto. Se debe actuar con mucho cuidado para no dar por alto ninguna persona influyente en esta fase. Caso contrario, el proyecto se iniciaría de pie izquierdo.

Una tabla preliminar de actores y un primer diagrama de las relaciones entre ellos pueden hacerse, como en el Caso de Estudio 15.1. Es importante comenzar inmediatamente a considerar las relaciones entre los actores. Estas se volverán más claras a lo largo del proceso y podrán entenderse mejor mediante conversaciones informales.

Los dos productos del Paso 1 son:

- un borrador de la tabla de actores; y
- un diagrama de las relaciones entre ellos.

El principal objetivo de este paso es averiguar quiénes son los actores y cómo podrían participar mejor en los estudios preliminares, por ejemplo, a quiénes invitar al taller de lanzamiento del proyecto y a quiénes se debe entrevistar.

Caso de Estudio 15.1: Análisis de actores en una ciudad de tamaño mediano en el África Occidental – Primera Parte (Adaptado de Reymond, 2008)

PASO 1 – Identificación y caracterización preliminar de los actores y las relaciones entre ellos (Actividades A y B del Marco de Planificación en la Tabla 17.1)

En este ejemplo teórico, los consultores tienen la tarea de diseñar un nuevo sistema de MLF para una ciudad secundaria, de tamaño mediano, en África Occidental. Durante las primeras semanas en el campo, identifican a los actores y realizan una caracterización preliminar. Tres proveedores de servicio mecánico trabajan en la ciudad, permanentemente o temporalmente. Dos de estos son privados (proveedores de servicio mecánico 1 y 2) y el tercero es una ONG (ONG1). El saneamiento es manejado por las autoridades municipales, bajo las reglas de las diferentes direcciones regionales (es decir, de salud pública, planificación urbana, etc.) Estos últimos no tienen poder político pero podrían amenazar el proyecto. Por otro lado, la ciudad es gobernada por líderes tradicionales, quienes son los dueños de la mayor parte de los terrenos. Tres otras ONG (ONG 2, 3 y 4) participan en el saneamiento y especialmente la gestión de desechos sólidos. Los agricultores y ganaderos cercanos están potencialmente interesados en adquirir los productos finales del tratamiento. Estas relaciones están indicadas en la Figura 15.6.

ONG 1 recibe fondos del exterior y tiene un posible sitio para una ETLF. Además, su líder es muy influyente en la ciudad. ONG 2 es de ámbito internacional, con fuertes recursos financieros y mucha influencia sobre el municipio. ONG 3 también tiene un posible sitio para una ETLF. La ONG 4 opera un servicio de recolección de desechos sólidos a pequeña escala.

Los habitantes serán los principales usuarios del futuro sistema y tienen el mayor interés de todos los actores. Es extremadamente importante entender sus prácticas, limitaciones y necesidades actuales.

Los resultados de esta primera fase están resumidos en una tabla de actores (Sección 15.4.1) y en un diagrama de relaciones entre ellos (Figura 15.4). Poco después, se organiza un taller de lanzamiento del proceso de planificación. Se aprenderá más sobre los actores durante la evaluación de la situación inicial.

Caso de estudio 15.1- Primera parte

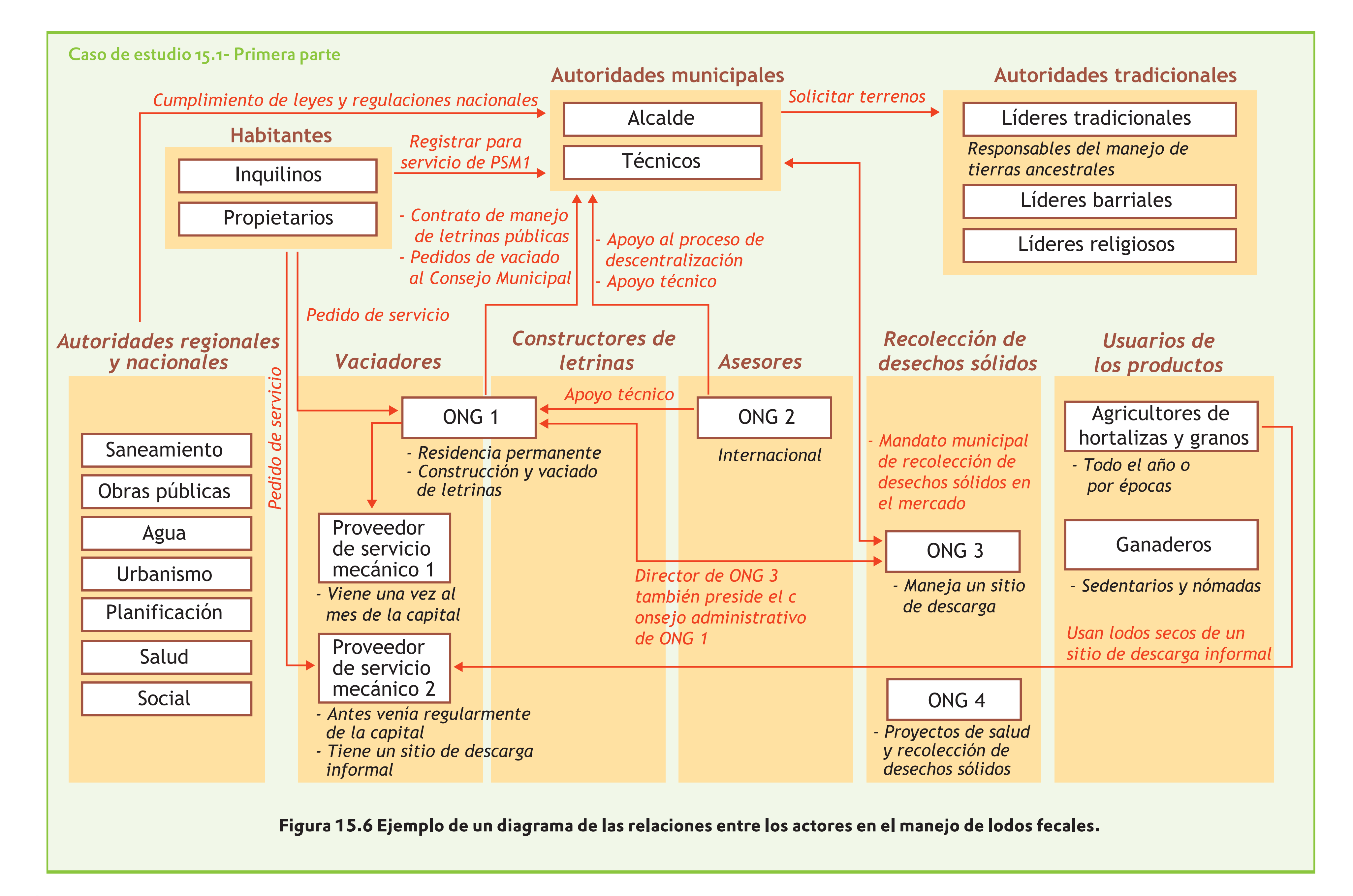


Figura 15.6 Ejemplo de un diagrama de las relaciones entre los actores en el manejo de lodos fecales.

15.5.2 PASO 2: Caracterización y selección de los actores claves

Al final de los estudios preliminares (es decir, la evaluación de la situación inicial), se afina la caracterización de los actores (Actividad G). En esta fase, se identifican las prácticas y necesidades sanitarias, los posibles modos de organizarse y los posibles sitios de tratamiento. Los grupos de personas que al inicio parecen difusos ya se hacen conocer como personas que los líderes del proceso llegan a conocer individualmente y se puede realizar una tabla más detallada de los actores. A partir del conocimiento que se viene acumulando, es factible evaluar las influencias e intereses de cada actor y reconocer con mayor precisión los actores claves, según los criterios que se presentarán a continuación. Así, se genera un primer cuadro de influencia e interés (Caso de Estudio 15.2).

Los resultados esperados del Paso 2 del análisis de los actores son:

- Una tabla detallada de actores;
- Un cuadro de influencia e interés; y
- Un diagrama actualizado de las relaciones entre ellos.

El principal objetivo de este paso es averiguar cómo integrar mejor los actores durante el estudio de factibilidad. Es especialmente importante determinar a quién incluir en la evaluación detallada de las alternativas y, al final de esa fase, la validación del escenario elegido. Dar por alto a un actor clave durante la validación de alternativas podría generar severos impactos negativos más tarde en el proceso de planificación e implementación.

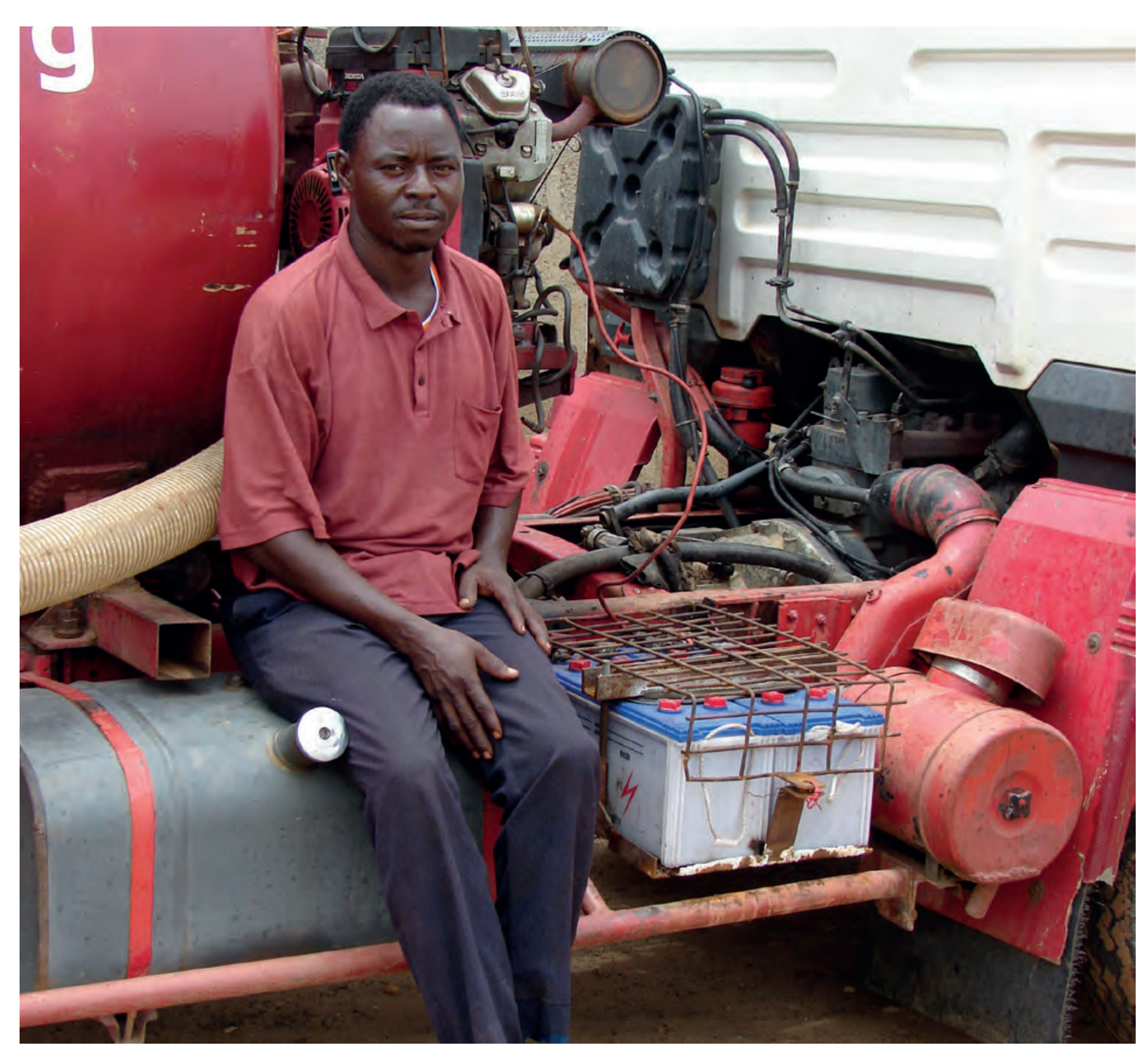


Figura 15.7 El chofer de un camión de transporte de lodos fecales en el país africano de Togo (foto: Philippe Reymond).

Caso de Estudio 15.2: Análisis de actores en una ciudad de tamaño mediano en el África Occidental – Segunda Parte (Adaptado de Reymond, 2008)

PASO 2 – Caracterización y selección de los actores claves

(Actividad G en el Marco de Planificación de MLF, Tabla 17.1)

Al final de los estudios preliminares, el líder del proceso conoce mejor a los diferentes actores, lo que permite preparar una tabla detallada de los actores y la selección de los actores claves, según los criterios propuestos. El proceso está ilustrado en la Tabla 15.4 con la información que se recopiló en el Paso 1. A partir de esta información, se puede completar un cuadro de influencia e interés (Figura 15.8).

Tabla 15.4 Tabla de selección de actores claves, con varios criterios de elección

	Criterios					
Actor	C1 Trabaja en MLF	C2 Poder Político	C3 Apoyo / Amenaza	C4 Fondos	C5 Dueño de un sitio	C6 Posible usuario de los productos
Autoridades municipales		X	X	X		
Directores regionales			X			
Autoridades tradicionales			X		X	
Proveedor de servicio mecánico 1	X					
Proveedor de servicio mecánico 2	X				X	
ONG 1	X		X	X	X	
ONG 2			X	X		
ONG 3			X			X
ONG 4			X		X	X
Agricultores						X
Ganaderos						X
Habitantes	X		X			

	Baja influencia	Alta influencia
Bajo interés		Directores regionales Autoridades tradicionales ONG 2
Alto interés	Proveedor de servicio mecánico 1 Agricultores Ganaderos	Autoridades municipales Habitantes ONG 1 Proveedor de servicio mecánico 2 ONG 3 ONG 4

Figura 15.8 Un primer cuadro de influencia e interés en este ejemplo.

15.5.3 PASO 3: Reevaluación de los actores claves según las opciones validadas

Una vez que las alternativas seleccionadas hayan sido validadas por todos los actores, al final del estudio de factibilidad (Actividad N), los líderes del proceso deben reevaluar la lista de los actores claves, con el fin de elegir a los que participarán estrechamente en la preparación del Plan de Acción y el Desarrollo Detallado del Proyecto y definir sus funciones, responsabilidades y necesidades de capacitación (Actividad O). En esta fase, ya se han definido generalmente los diferentes escenarios para la asignación de responsabilidades en el futuro sistema de MLF, según la evaluación detallada de las opciones elegidas, y la selección de los actores es más individual que grupal. En la tabla de actores, las columnas de 'Intereses' y 'Oportunidades / Amenazas' se reemplazan por una columna de 'Responsabilidades' y la columna de 'Impactos' ya no es necesaria (Tabla 15.5).

Tabla 15.5 Tabla de actores adaptada para la fase de desarrollo del Plan de Acción y la fase de implementación

Actores	Responsabilidades	Fortalezas	Debilidades	Relaciones	Necesidades de participación
Actor A					
Actor B					
Actor C					
...					

Las responsabilidades de los actores claves pueden ser categorizadas en cuatro grandes componentes (como ilustra el Caso de Estudio 15.3):

La construcción, incluyendo el diseño detallado de la ETLF.

El manejo, lo que incluye: (1) la definición detallada de las responsabilidades en la implementación y la operación y mantenimiento (OyM); (2) arreglos y convenios institucionales entre los actores; (3) la confirmación de mecanismos financieros e institucionales; y (4) capacitación y creación de puestos de trabajo.

Los usos de los productos finales, lo que abarca también su mercadeo y sus canales de ventas.

La información, para asegurar que todos los actores estén notificados periódicamente de los avances, ya sea por fines diplomáticos o por la concientización (p.ej., en el caso de los habitantes).

Los resultados esperados del Paso 3 del análisis de actores son:

- Una tabla ajustada de actores;
- Un cuadro actualizado de influencia e interés; y
- Un listado de actores para cada componente.

Este paso tiene dos objetivos principales: primero, determinar el listado de los actores que deben participar en cada aspecto de la planificación (y cómo será su participación); y, segundo, anticipar la participación de los actores en la fase de implementación, de tal manera que puedan recibir oportunamente la capacitación que sea necesaria.

Caso de Estudio 15.3: Análisis de actores en una ciudad de tamaño mediano en el África Occidental – Tercera Parte (Adaptado de Reymond, 2008)

PASO 3 – Reevaluación de los actores claves según las opciones validadas
(Actividad O en el Marco de Planificación de MLF, Tabla 17.1)

El estudio de factibilidad indicó que el co-compostaje no es una opción en este contexto, que los ganaderos no se interesan en comprar pasto (un posible producto final) y que algunos de los posibles sitios para ETLF no son apropiados. En otras palabras, las dos ONG que se dedican a la gestión de desechos sólidos han perdido su influencia y los ganaderos se desinteresaron en el proyecto. Por su lado, el proveedor de servicio mecánico 2 tiene menos influencia (ya que su sitio no es adecuado para una ETLF) pero sigue siendo importante, por lo que continúa en su trabajo con los lodos. Estos cambios son reflejados en las celdas grises en la Tabla 15.6 y en el cuadro actualizado de influencia e interés (Figura 15.9).

Tabla 15.6 La reevaluación de los actores claves en este caso de estudio, según los resultados.

	Criterios					
Actor	**C1 Trabaja en MLF**	**C2 Poder político**	**C3 Apoyo o amenaza**	**C4 Fondos**	**C5 Dueño de un sitio**	**C6 Posible usuario de los productos**
Autoridades municipales		X	X	X		
Directores regionales			X			
Autoridades tradicionales			X			
Proveedor de servicio mecánico 1	X					
Proveedor de servicio mecánico 2	X					
ONG 1	X		X	X	X	
ONG 2			X	X		
ONG3			X			
ONG 4			X			
Agricultores						X
Ganaderos						
Habitantes	X		X			

Opciones que no son apropiadas en el contexto dado.

Planificación

	Baja influencia	Alta influencia
Bajo interés	Ganaderos	Directores regionales Autoridades tradicionales ONG 2 ONG 3 ONG 4
Alto interés	Proveedor de servicio mecánico 1 Proveedor de servicio mecánico 2 Agricultores	Autoridades municipales Habitantes ONG 1

Figura 15.9 El cuadro actualizado de influencia e interés en el Paso 3 de este ejemplo.

En la planificación de acciones, los actores claves son categorizados como en la Figura 15.10. En este caso, ya está claro que la ONG 1 tendrá un papel importante en la construcción y manejo de la ETLF, en colaboración con las autoridades municipales y la Dirección Regional de Obras Públicas. Junto con ellos, los proveedores de servicio mecánico también deben participar en las conversaciones acerca de los esquemas de manejo y no existen vaciadores manuales en esta ciudad. Respecto al uso final de los productos generados, los agricultores se interesan mucho y sus representantes deben participar, junto con la ONG 1, el municipio y la Dirección Regional de Salud, en las conversaciones sobre los lodos y efluentes tratados que saldrán de la nueva ETLF. Finalmente, los otros actores influyentes serán informados del avance del proyecto, lo que culminará en esta fase con la presentación oficial y validación del Plan de Acción (Actividad Q en el Marco de Planificación de MLF, Tabla 17.1).

Construcción	Manejo	Usos de los productos	Información
Autoridades municipales	Autoridades municipales	Autoridades municipales	Habitantes
ONG 1	ONG 1	ONG 1	ONG 2
Dirección regional de obras públicas	Proveedor de servicios mecánicos 1	Agricultores	ONG 3
	Proveedor de servicios mecánicos 2	Dirección regional de salud	ONG 4
	Dirección regional de saneamiento		Direcciones regionales
			Autoridades tradicionales

Figura 15.10 Categorización de los actores claves en cuatro grupos para el desarrollo detallado del proyecto.

15.5.4 PASO 4: Reevaluación según el Plan de Acción

Una vez validados el Plan de Acción y el Desarrollo Detallado del Proyecto (Actividad Q), se definen y asignan claramente las responsabilidades en el futuro sistema de MLF. La reevaluación de los actores claves en esta fase (Actividad R) ayudará a identificar sus fortalezas, debilidades y necesidades de capacitación antes de la implementación. Nuevos actores claves pueden surgir, como constructores y posibles operadores de la ETLF.

(La Sección 17.3 describe las responsabilidades vinculadas al Plan de Acción y a la fase de implementación. Las Secciones 16.5 y 16.6 informan sobre la formalización de las responsabilidades, así como las necesidades respectivas de capacitación. El Capítulo 12 se centra en los marcos institucionales y brinda más detalles sobre la integración de los actores.)

En breve, los aspectos más importantes para los actores incluyen:
La construcción, con el reclutamiento de los contratistas para la construcción, OyM, monitoreo de la construcción y la puesta en marcha del sistema;
El manejo, con la organización de los operadores, la transferencia de responsabilidades y la capacitación;
La información, especialmente con una campaña explicativa sobre el futuro sistema de MLF y sus implicaciones; y
La capacitación, con la debida preparación de los actores.

Los resultados esperados del Paso 4 en el análisis de los actores son:

- Una tabla actualizada de selección de actores claves (Tabla 15.4); y
- Un cuadro actualizado de influencia e interés.

El principal objetivo de este paso es finalizar la asignación de responsabilidades para la fase de implementación y definir las necesidades de participación, especialmente respecto a la información y la capacitación.

15.5.5 PASO 5: Reevaluación previa a la inauguración de la estación de manejo de los lodos fecales

Esta reevaluación (Actividad W) apunta principalmente a la asimilación de aprendizajes logrados durante la fase de implementación, además de identificar cualquier necesidad restante de capacitación y llenar cualquier otro vacío. También, se asegura que el Plan de OyM esté armado debidamente y se confirman las responsabilidades en el monitoreo del sistema.

El resultado esperado del Paso 5 del análisis de los actores es una tabla actualizada de los actores.

15.6 BIBLIOGRAFÍA

Brugha, R., Varvasovsky, Z. (2000). Stakeholder Analysis: a review. Health Policy and Planning 15: 239-246.

Cacouris, J. (2012). Recognising and dealing with informal influences in water and sanitation services delivery. Topic Brief. G. Norman, Water & Sanitation for the Urban Poor (WSUP): Londres, Gran Bretaña.

Chowdhry, S., Koné, D. (2012). Business Analysis of Fecal Sludge Management: Emptying and Transportation Services in Africa and Asia. Bill & Melinda Gates Foundation, EE.UU.

Friedman, A., Miles, S. (2006). Stakeholders: Theory and Practice. Oxford, Gran Bretaña: Oxford University Press.

IIED (2005). Stakeholder Power Analysis - Power Tools: 1-23. Mayers, J. Londres, Gran Bretaña: International Institute for Environment and Development.

Koanda, H. (2006). Vers un assainissement urbain durable en Afrique subsaharienne: approche innovante de planification de la gestion des boues de vidange. Lausanne, EPFL. Thesis n° 3530. Suiza.

Lüthi, C., Morel, A., Tilley, E., Ulrich, L. (2011). Community-Led Urban environmental sanitation planning: CLUES - Complete guidelines for decision-makers with 30 tools. EAWAG, Dübendorf, Suiza,

WSSCC, Ginebra, Suiza y UN-HABITAT, Nairobi, Kenia. Disponible en: www.sandec.ch/clues_es

NETSSAF (2008). NETSSAF Participatory Planning Approach, a guideline for sustainable sanitation planning. (por Barreto Dillon, L., Buzie, C.). NETSSAF (Network for the development of sustainable approaches for large scale implementation of sanitation in Africa). Deliverable D46. Bremerhaven, Alemania.

ODA (1995). Guidance Note on How To Do Stakeholder Analysis of Aid Projects and Programmes. Social Development Department. Londres, Gran Bretaña: Overseas Development Administration (ahora DfID).

Reed, M., Graves, A., Dandy, N., Posthumus, H., Hubacek, K., Morris, J., Prell, Quinn,C. ,Stringer, L.C. (2009). Who's in and why? A typology of stakeholder analysis methods for natural resource management. Journal of environmental management 90 (5): 1933-1949.

Rietbergen-MacCracken, J., Narayan-Parker, D. (1998). Participation and social assessment: tools and techniques. World Bank Publications.

Scott, P. (2011). Unbundling tenure issues for urban sanitation development. Tesis de PhD. Loughborough University. Loughborough, Gran Bretaña.

Preguntas para el Estudio de este Capítulo

1. ¿Por qué el análisis de los actores es vital para el MLF?
2. Durante la planificación del MLF, es útil clasificar a los actores que deben estar involucrados. Nombre cinco de estas categorías.
3. ¿Cuáles desafíos enfrentan los proveedores de servicio mecánico y manual en sus negocios del vaciado de los LF?

Capítulo 16

Integración de los Actores

Philippe Reymond y Magalie Bassan

Objetivos de aprendizaje

- Entender por qué es importante integrar los actores desde el inicio de un proyecto y cómo esto puede facilitar la implementación y realzar la sostenibilidad a largo plazo.
- Comprender cómo utilizar la información recopilada durante el análisis de los actores para planificar su participación.
- Conocer técnicas para informar a los actores, dialogar y colaborar con ellos y saber cómo y cuándo aplicarlas.
- Conocer maneras de distribuir y formalizar las responsabilidades y de identificar las necesidades de capacitación.

16.1 INTRODUCCIÓN

La 'integración' de los actores es clave para la implementación exitosa de proyectos de manejo de lodos fecales (MLF). Es el arte de incluir a estas personas en el proceso de planificación, a fin de tomar en cuenta sus necesidades, prioridades e intereses, lograr consensos y reducir la oposición. En otras palabras, es hacer que participen. En gran medida, la integración de los actores tiene que ver con la determinación del grado correcto de participación de las diferentes personas en el proceso y la manera de resolver mejor sus necesidades mediante, por ejemplo, la concientización y la capacitación. Para entender a los actores, es importante identificar y caracterizarlos bien (Capítulo 15). El análisis de los actores es una tarea dinámica transversal durante todo el proceso de planificación, por lo que las influencias e intereses de los actores individuales cambian y llevan a estrategias de integración que también evolucionan (Reed, 2008; Reymond, 2008). Esta integración debe definirse según el contexto y las características de los actores claves. (La naturaleza dinámica de la participación de los actores será puesto en contexto en el Capítulo 17, que sintetiza el análisis e integración de los actores en un marco completo de planificación, resumido en la Tabla 17.1.) Al final del proceso, la integración de los actores culmina en la asignación y formalización de las responsabilidades dentro de los modelos seleccionados de organización y el marco institucional (Capítulo 12).

El enfoque de planificación que se propone en el presente libro puede describirse como un 'enfoque participativo' (como se describirá en el Capítulo 17). Se integran los actores para que participen activamente y no se queden como observadores pasivos. El éxito del enfoque participativo depende de: la responsabilidad y motivación de los actores; el reconocimiento del valor de aplicar este enfoque; el conocimiento de los líderes del proceso acerca del contexto local; y la credibilidad y recursos que se disponen (Mosler, 2004; Koanda, 2006).

Luego de analizar la importancia de integrar a los actores, este capítulo ofrece un resumen de los diferentes grados de participación que pueden elegirse y la manera de escoger entre ellos según el análisis de los actores. Luego, se explican algunas técnicas para integrar a los actores, con indicaciones sobre la manera de seleccionar la más apropiada para un contexto específico. Al final, se describen hitos en el camino de la integración, tareas transversales (como la concientización y la capacitación) y maneras de distribuir y formalizar las responsabilidades.

16.2 LA IMPORTANCIA DE INTEGRAR A LOS ACTORES

Un MLF correcto beneficia a todo el mundo, ya que resuelve ciertos problemas urbanos a largo plazo. Las autoridades ganan el reconocimiento de haber mejorado el bienestar de la población. La labor de los emprendedores privados de recolección y transporte es mejor reconocido y pueden acceder a sitios de descarga que son más organizados y formales, incluso posiblemente a menor costo para los habitantes. Sin embargo, estos beneficios pueden no ser claros para todos en un inicio y algunos no querrán cambiar algunos aspectos de su rutina diaria o esforzarse para el éxito de un proyecto. Por estas razones, la información y la transparencia son fundamentales y el diálogo, la colaboración y el empoderamiento son claves para lograr que los actores trabajen en equipo para construir un sistema que funcione bien.

En la planificación del MLF, es frecuente encontrar conflictos de interés y de objetivos entre los actores. Por ejemplo, los operadores privados de recolección y transporte quieren minimizar la distancia hasta el sitio de descarga, mientras las autoridades municipales podrían querer ubicar la estación de tratamiento de LF (ETLF) lejos de la ciudad (Sección 15.5.4). Para una implementación exitosa, las partes involucradas deben aprender



Figura 16.1 **Taller en la alcaldía de Sokodé, Togo, con todos los actores en el saneamiento de la ciudad (foto: Philippe Reymond).**

Planificación

acerca de los sistemas de MLF, lo que incluye tanto personas como infraestructura. Algunos proyectos de MLF han fracasado debido a distancias excesivas hasta las ETLF, molestias de la policía a los operadores privados o la exclusión de barrios pobres (Caso de Estudio 17.2). Estos fracasos no hubieran ocurrido con un diálogo adecuado con las personas y una identificación oportuna de sus necesidades y limitaciones.

La participación incrementa la eficacia de un proyecto, porque al integrar una gran variedad de actores, es probable maximizar las perspectivas de lograr un diseño adecuado y el compromiso de las personas a cumplir los objetivos. La participación empodera a las personas (ODA, 1995). También, aumenta la sostenibilidad de un proyecto por lo que apoya el desarrollo de las destrezas y confianzas que las personas necesitarán para operar el sistema correctamente, una vez armado. La concientización, la comunicación y la capacitación también deben ser partes integrales de todo el proceso, ya que son consideradas tareas transversales (Lüthi *et al.*, 2011).

A fin de cuentas, las personas participan por su propia voluntad y, aunque algunas son compensadas, nadie está obligado a estar en un proceso participativo. Las personas deben tener interés y creer que su integración es para su propio beneficio o para el bien común. Cabe mencionar que una integración inadecuada de los actores puede contribuir al desarrollo de una oposición, pero la retroalimentación negativa durante el proceso debe verse de manera positiva, ya que demuestra el grado de aceptabilidad política y social de las acciones propuestas.

La integración de los actores es importante, pero también tiene un costo. El proyecto debe contar con suficientes recursos en función de presupuesto, personal y tiempo, además de lo que los líderes deben estar dispuestos a compartir el control (Mosler, 2004). Buenos procesos participativos son difíciles y toman tiempo, porque en muchos casos se debe establecer primero una relación de confianza entre los participantes. Sin embargo, la integración de actores desde el inicio frecuentemente ahorra tiempo después, al descubrir y resolver problemas que de otra manera hubieran impedido la implementación y operación del sistema (ODA, 1995) y, de esta manera, puede economizar los fondos del proyecto en general. Los procesos participativos deben ser vistos como una inversión por parte de la entidad que va a implementar el proyecto.

16.3 GRADOS DE PARTICIPACIÓN

La selección de cómo integrar a un actor significa escoger su grado apropiado de participación, que depende de lo que se quiere lograr con los actores. Por ejemplo, dentro de un cierto contexto, los habitantes pueden estar informados del proceso o consultados para entender sus necesidades de vaciado de lodos. Los operadores de recolección y transporte podrían ser consultados acerca de sus rutas y criterios sobre la ubicación óptima de una ETLF o colaborar en la redacción de regulaciones. Desde el inicio, se procura colaborar con las autoridades municipales, como consecuencia de su interés e influencia en estos proyectos (Sección 15.4.2).

Varios aspectos deben considerarse al desarrollar una estrategia de integración (Koanda, 2006):

- La percepción de integración, lo que indica cuán involucrados se sienten los actores;
- La disposición a contribuir al proyecto;
- Los beneficios esperados del proyecto;
- El grado de compromiso que siente el actor respecto a sus responsabilidades en el proyecto; y
- Las personas que influyen en su voluntad de participar y el grado de presión social.

Estos aspectos también pueden servir de indicadores para evaluar la eficiencia del proceso participativo.

16.3.1 De la información a la delegación

Se distinguen cuatro principales grados de participación (adaptados de ODA, 1995), los que se analizan a continuación en orden creciente de integración:

Información: El objetivo es permitir que los actores entiendan la situación, las diferentes alternativas y sus implicaciones. Es una comunicación unidireccional. Todos los actores que se preocupan por el MLF deben estar bien informados a fin de entender su función y los objetivos del proyecto. Para algunos actores, quienes

no se integran en el proceso de la toma de decisiones, su integración se limita a recibir información mediante campañas de concientización, reuniones de difusión (p.ej., el taller inicial del lanzamiento del proyecto; Sección 15.4) o salidas de campo. En algunos casos, la información también sirve para convencer a las personas a participar más activamente en el proceso, al indicar los beneficios y ofrecer incentivos.

Diálogo: En este caso, el objetivo es obtener la retroalimentación de los actores sobre situaciones, alternativas, escenarios y decisiones. Es una comunicación en dos direcciones. Permite tomar en cuenta intereses, prioridades, necesidades y preocupaciones (p.ej., mediante entrevistas llevadas a cabo con los diferentes actores al inicio del proceso de planificación). Sin embargo, en este nivel los actores aún no participan en la toma de decisiones.

Colaboración: Ahora, el objetivo es trabajar como socios con los actores en varios aspectos, incluyendo el desarrollo de escenarios y la identificación de la solución preferida. El poder de tomar decisiones es compartido entre estos actores.

Empoderamiento y Delegación: En este grado mayor de integración, el objetivo es capacitar a los actores para que puedan tomar decisiones informadas, asumir la responsabilidad por sus decisiones finales y hacerse cargo de sus funciones en el sistema de MLF que se implementa.

Cada grado incluye los anteriores. Por ejemplo, no se puede realizar una colaboración sin un diálogo y no puede haber un diálogo sin la información.

Diferentes formas de participación pueden aplicarse al mismo tiempo con el mismo actor o en diferentes fases del proyecto. Por ejemplo, primero se podría informar a algunos actores y luego consultarles sobre su punto de vista. Una vez que se haya formado una relación de confianza y tienen la capacidad necesaria, una colaboración puede iniciarse.

16.3.2 Determinación de los grados de participación según el análisis de actores

Antes de poder desarrollar una estrategia de integración, es necesario analizar los actores (Capítulo 15). Esto proporciona una base para decidir cuáles actores deben participar en las diferentes fases del proceso y con qué grado de participación. Permite, a su vez, determinar cuáles técnicas de integración deben utilizarse con cada actor. Este paso es importante, ya que el éxito del proyecto puede depender en parte de la validez de lo que se supone acerca de los diferentes actores, además de los riesgos que puede enfrentar el proyecto, como intereses conflictivos (ODA, 1995).

La estrategia de integración surge principalmente de los intereses, influencias y necesidades de participación de los actores. Las 'necesidades de participación' forman parte de la información que se recopila durante el análisis de los actores (Capítulo 15). El segundo paso es considerar las influencias y los intereses de los actores en el proyecto, los cuales impulsan la selección de los actores claves basándose en los criterios respectivos. El grado de influencia e interés determina el grado de participación y para cada uno de estos niveles existen ciertas técnicas de integración para aplicarse según el contexto y las características de los actores.

El grado de influencia e interés de los actores puede variar durante el proceso de planificación. Por lo tanto, se propone una selección iterativa de los actores claves, evaluándolos una y otra vez para llegar a la lista más certera. También, significa que la estrategia de integración podrá ajustarse a lo largo del proceso, con las consecuentes modificaciones en los grados de participación y las maneras de integrar los diferentes actores. Los cinco pasos propuestos en la Sección 15.6 también son aplicables en la reevaluación de la estrategia de integración.

16.3.3 Cuadro de participación de los actores

Un cuadro de participación de los actores, como propone ODA (1995b) ofrece una representación visual del grado de participación que se elige para cada actor. La Tabla 16.1 muestra un ejemplo teórico que sería típico para una ciudad mediana sin representación alguna del gobierno nacional. Una matriz así se desarrolla paso

por paso a lo largo del proceso, según las necesidades y el grado de detalle que se desea. Al final del proceso, es un buen resumen de quién ha participado, cómo y cuándo, lo que proporciona una buena base para comparar diferentes proyectos. El cuadro de participación es una técnica dinámica que se debería ajustar periódicamente según los resultados de la selección iterativa de los actores (Sección 15.5). Debe considerarse una manera de resumir la información disponible y tomar decisiones acerca de las estrategias de integración, como la organización de talleres y reuniones. El Caso de Estudio 16.2 ofrece un cuadro de participación de los actores que se armó retrospectivamente para ilustrar cómo se integraron actores en un proyecto existente en Burkina Faso.

16.4 CÓMO INTEGRAR A LOS ACTORES

Una vez que se haya determinado el grado de participación de cada actor, se pueden elegir las técnicas de integración. Para cada nivel, existe una variedad de técnicas (Tabla 16.2). Hay muchas maneras de integrar a las personas en este proceso de planificación, pero no hay una receta preestablecida de cuál usar en qué momento. Estas decisiones deben ser impulsadas por el contexto y la selección óptima de las técnicas siempre varía de un caso a otro. Las necesidades de participación pueden variar según la complejidad y los límites del proyecto (p.ej., la planificación de políticas en un país que carece de una organización formal de MLF en comparación a planificar dos ETLF en una ciudad donde el MLF está estructurado bien). Las personalidades de los actores también son muy importantes.

Tabla 16.1 Cuadro de participación de los actores en un caso teórico de una ciudad mediana.

		Grados de participación			
		Información	Diálogo	Colaboración	Empoderamiento y delegación
Planificación	Lanzamiento del proceso de planificación	Todos los actores		Municipio, servicios públicos	
	Evaluación detallada de la situación actual		Actores claves[1]	Municipio, servicios públicos	
	Identificación de las alternativas de servicio		Actores claves[1]	Municipio, servicios públicos	
	Desarrollo del Plan de Acción	Todos los actores	Usuarios de los productos finales	Municipio, servicios públicos, operadores de LF, ONG	Empoderar a grupos débiles y desorganizados
Implementación		Habitantes, autoridades tradicionales, líderes de opinión	Usuarios de los productos finales	Municipio, servicios públicos, operadores de LF, ONG	Empoderar y delegar al municipio, servicios públicos, operadores de LF, ONG
Monitoreo y evaluación		Actores claves	Habitantes, operadores de LF, usuarios de los productos	Municipio, servicios públicos, ONG seleccionadas	

[1] La selección de los actores claves está descrita en las Secciones 15.3 y 15.4.

16.4.1 Listado de técnicas para la integración

Algunas técnicas que calzan bien en el proceso de planificación de MLF están mencionadas a continuación (adaptadas de Mosler, 2004). Cada técnica corresponde a uno o más grados de participación (Tabla 16.2).

Reuniones individuales y entrevistas informales o semiestructuradas (Sección 14.2.2): Es muy importante mantener reuniones con los actores, ya que permiten la recopilación de información al mismo tiempo que se construye la confianza y la amistad. También proporcionan una comprensión de las necesidades, prioridades y limitaciones. Las reuniones individuales pueden llevar a conversaciones más francas al evitar la presión social.

Grupos focales: Esta técnica consiste en conversar con los actores en pequeños grupos dirigidos por un moderador que fomenta la expresión de sus opiniones. Pueden contribuir a la formación de opiniones dentro del grupo y pueden organizarse para elaborar documentos.

Talleres: Un taller tiene la finalidad de reunir a algunos actores a fin de avanzar el proceso. Puede ser un taller informativo, como el taller de lanzamiento (Tabla 17.1, Actividad C) para comunicar los planes, actividades y avances del proceso. También, puede ser un taller de consulta para recopilar las opiniones y preocupaciones de los actores, construir consensos y formular soluciones. En algunos casos, los talleres o grupos focales pueden convocarse para reconocer y reforzar la importancia de los participantes en el proceso y fortalecer las asociaciones. Por ejemplo, la organización de asociaciones de actores (como los operadores de recolección y transporte) puede simplificar mucho el proceso participativo, incrementar la visibilidad de estos actores y llevar a su empoderamiento (Bassan *et al.*, 2011).

Tabla 16.2 Técnicas de integración de los actores y los grados de participación en los cuales se aplican

	Información	Diálogo	Colaboración	Empoderamiento y delegación
Reuniones individuales	X	X	X	X
Grupos focales		X	X	X
Talleres	X	X	X	X
Visitas de campo	X	X		
Campañas mediáticas	X			
Encuestas en los hogares		X		
Promoción y cabildeo	X		X	X
Mediación		X	X	X
Marco lógico		X	X	

Salidas al campo: Llevar a los actores a ver la realidad es una técnica poderosa (Sección 14.2.4). En muchos casos, las autoridades y funcionarios de oficina no se dan cuenta de la magnitud de una situación hasta ir a verla directamente en persona. Entonces estarán más dispuestos a actuar y cambiar las cosas. Las visitas a los sitios de descarga ilegal son especialmente útiles (Figura 16.2). También son muy recomendables las caminatas en transecto, en las cuales los líderes del proceso caminan a través de los barrios respectivos con los actores correspondientes.

Mapeo participativo: En esta actividad (también llamada mapeo comunitario o social), los actores dibujan un mapa del área con los aspectos relativos a los servicios e infraestructura de MLF. Esto ayuda a tener una vista general del proyecto, visualizar la situación y entender más el punto de vista de las personas (Figura 16.3).

Encuestas: Una muestra representativa de la población es consultada sobre el tema mediante un cuestionario estructurado. Un ejemplo de esto es la encuesta que se realiza en los hogares durante la evaluación de la situación actual (Sección 14.3.3).

Campañas mediáticas: Son programas para informar y concienciar al público mediante afiches, publicidad, radio, televisión, internet o teléfonos celulares. Son especialmente útiles para ayudar a la población a entender los cambios que vienen con un nuevo sistema de MLF y promover cambios en sus hábitos (p.ej., no botar basura en las letrinas).

Promoción y cabildeo: El objetivo de esta técnica es asegurar que se tomen en cuenta durante la planificación los intereses de los grupos menos organizados, privilegiados o comunicativos. Estos grupos reciben consejos y sus intereses son manifestados en los comités respectivos u otros organismos, por sus representantes o por los líderes del proceso. Es una forma de empoderamiento y consiste principalmente en convencer y persuadir a los otros actores. Por ejemplo, puede ser para convencer a las autoridades o a los servicios públicos de los beneficios de un enfoque integrado.



Figura 16.2 Salida de campo a un sitio de descarga informal en Sokodé, Togo (foto: Philippe Reymond).



Figura 16.3 Mapeo participativo del saneamiento en la India (foto: Philippe Reymond).

Mediación: En situaciones conflictivas, la mediación a través de terceros neutrales es un esfuerzo para llegar a soluciones de mutuo acuerdo. Primero, se aclaran los asuntos claves y las áreas de conflicto, incluyendo intereses, aversiones y bloqueos. Luego, se procura encontrar maneras de resolver el conflicto que sean satisfactorias para ambas partes, mediante la evaluación de alternativas y la confirmación que sean justas.

Marcos lógicos: Para esquematizar los objetivos estratégicos del proyecto, se pueden elaborar marcos lógicos para cada uno. Esta técnica tiene la finalidad de facilitar la organización lógica del proyecto con objetivos bien definidos y puede aplicarse para promover la comunicación entre los actores y enfocar su atención (Aune, 2000). Permite la identificación de los medios y actividades que son necesarios para alcanzar los objetivos del proyecto, así como los indicadores de riesgo y los resultados esperados.

16.4.2 Determinación de las técnicas más apropiadas

Las técnicas de integración deben seleccionarse para cada caso, ya que dependen de los objetivos y de las personalidades y capacidades de los actores locales. Es mejor combinar varias técnicas (Koanda, 2006), como se hizo en el Caso de Estudio 16.1. Antes de seleccionar una técnica, los líderes del proceso deben tomar en cuenta los aspectos prácticos vinculados a las condiciones socioeconómicas de los actores y asegurar que la técnica esté adaptada a este grupo meta. También es importante confirmar anticipadamente la disponibilidad de los recursos necesarios, como tiempo, fondos y conocimientos. La credibilidad de los líderes del proceso, la legitimización oficial y la transparencia son indispensables para el éxito del proceso (Mosler, 2004). Los líderes del proceso deben conocer muy bien el contexto local, a fin de seleccionar técnicas apropiadas y asegurar buena facilitación y mediación. También es necesario que haya por lo menos un nivel básico de confianza entre los actores (Koanda, 2006).

Los líderes del proceso deben considerar siempre las siguientes preguntas (adaptadas de Mosler, 2004):

- ¿Es mejor mantener a todo el grupo junto o hacer reuniones con subgrupos?
- ¿Es aceptable para todos tener reuniones tan frecuentes o es una molestia para algunos?
- ¿Cuán vinculantes deben ser las decisiones grupales para cada miembro del grupo?
- ¿Hasta qué punto las opiniones expresadas podrían ser influidas por agendas secretas y experiencias previas de los actores?

Al mismo tiempo, los líderes del proceso tienen que asegurar que las técnicas de integración se ajusten al contexto local (adaptado de Mosler, 2004):

- Marco político: ¿El tipo de técnicas es compatible con el sistema político existente? ¿Deben participar los líderes políticos?
- Marco legal: ¿El tipo de técnicas cumple con las leyes?
- Marco institucional: ¿El tipo de técnicas es compatible con el marco institucional del lugar (p.ej., la distribución de responsabilidades entre los actores; Capítulo 12)? ¿Están participando las autoridades correctas? Por ejemplo, la coordinación de los actores a lo largo de toda la cadena de servicio debe estar bien organizada por una autoridad competente.
- Marco social: ¿El tipo de técnicas es acorde con las costumbres sociales locales?

Por último, algunos aspectos personales son cruciales para el éxito del proceso (adaptados de Mosler, 2004):

- Si algunos actores claves están en contra del proyecto o muestran desconfianza, se debe tener sumo cuidado en informar, consultar y entenderles, así como conversar con ellos acerca de las maneras en que el proyecto les podría beneficiar.
- Si algunos de los actores importantes no se interesan en el proyecto, sus necesidades deben ser identificadas y analizadas a fin de estimular su interés.
- Si el análisis de los actores descubre fuertes conflictos entre ellos o si los intereses de algunos actores no están representados, se deben implementar técnicas de resolución de conflictos.
- Es posible ayudar a los grupos o asociaciones de actores a organizarse mejor, asegurar la aceptación interna de sus líderes y aumentar su reconocimiento entre los actores (Caso de Estudio 16.2).

El periodo de lanzamiento del proceso de planificación y evaluación detallada de la situación actual se centra en la recopilación de información sobre los actores claves a fin de entender sus necesidades y prioridades (Capítulo 14, Sección 17.3). Una plena colaboración con algunos de los actores puede ser difícil en esta fase, ya que no se han acumulado todavía los conocimientos necesarios para tomar decisiones informadas. Por lo tanto, es bueno que expertos participen en la realización de los estudios preliminares y de factibilidad.

Técnicas de integración que son específicas del contexto pueden aplicarse en la preparación de los diferentes grupos de actores para tomar decisiones informadas y lograr consensos. Informar a los actores es una tarea transversal y los talleres son el producto de un esfuerzo continuo de concientización, capacitación, grupos focales y empoderamiento, con una mezcla apropiada de estos en todos los grados de participación. Por ejemplo, en muchos casos, la recolección y el transporte de LF no están regulados formalmente y están considerados ilegales técnicamente, por lo tanto, no son reconocidos debidamente por las autoridades. Para asegurar que el proceso participativo sea eficiente, las reuniones y visitas pueden ayudar a las autoridades a entender la importancia de los operadores privados y sus limitaciones en el transporte y la descarga en sitios ilegales. Otro ejemplo es el empoderamiento de los operadores de servicio mecánico y manual. Si no cuentan con una asociación profesional, esta es inactiva o su líder no es considerado representativo, se les debe ofrecer asistencia en el fortalecimiento institucional. Caso contrario, todos sus miembros deben participar en los eventos importantes de planificación hasta asegurar un manejo eficiente de la asociación (Lüthi *et al.*, 2011).

En el momento de la implementación, todas las responsabilidades son transferidas o delegadas a los actores respectivos (p.ej., los operadores de la ETLF), con empoderamiento adicional en los casos que sea necesario. Todos los actores que tienen una función definida deben estar informados (p.ej., los habitantes y las diferentes autoridades), para iniciar el sistema con el apoyo de la población y los otros actores claves.

Caso de Estudio 16.1: Selección de los grados de participación y las técnicas de integración para los actores en el manejo de lodos fecales en Ouahigouya, Burkina Faso (Adaptado de Koanda, 2006)

Koanda dio un ejemplo de un proceso participativo de planificación para establecer un sistema de MLF en Ouahigouya, en el cual la selección de las técnicas fue adaptada a los diferentes grupos de actores. Se consultaron con los vaciadores de modo manual y mecánico, los agricultores y las asociaciones de mujeres mediante entrevistas informales y grupos focales. Les informaron a través de videos, lo que dio un vínculo con la realidad, de forma amena. En paralelo, se consultaron e informaron a las autoridades municipales y sus técnicos mediante reuniones formales con presentaciones multimedia. Este tipo de técnica fue más apropiada para el ambiente formal de estos actores.

La colaboración fue elegida como el grado de participación para la validación de las alternativas. A fin de minimizar el riesgo de la marginalización, primero se conversó sobre la validación en grupos focales. Luego, se organizó un taller de validación en la alcaldía, lo que permitió a los diferentes grupos de actores opinar sobre las decisiones realizadas en los grupos focales y construir un consenso. Los principales resultados de este taller de dos días fueron la selección participativa de un escenario y la redacción de un primer borrador del Plan de Acción. Además, se fortaleció el entendimiento de las autoridades municipales para que asuman su función de coordinación. De esta manera, fueron empoderados construyendo una base para futuras delegaciones de responsabilidades.

Este ejemplo demuestra que es factible reunir a todos los actores claves de MLF, aún en una sociedad muy jerárquica, con perfiles socioeconómicos, niveles de educación formal y capacidades de negociación muy diferentes. La selección de los grados de participación para los diferentes actores surgió del análisis de actores que se llevó a cabo al final de los estudios preliminares (PASO 2: Caracterización y selección de los actores claves; Sección 15.5.2). Se consideró que los vaciadores, los agricultores y las mujeres tenían un alto interés en el proyecto, así como las autoridades municipales quienes también tenían una alta influencia. La Figura 16.4 indica el cuadro correspondiente de influencia e interés. Basado en esto, junto con las características de estos actores, se desarrolló la estrategia de integración (véase también las Figuras 15.1 y 15.2).

	Baja influencia	Alta influencia
Bajo interés		
Alto interés	Proveedores de servicio mecánico Proveedores de servicio manual Agricultores Asociaciones de mujeres	Autoridades municipales Técnicos municipales

Figura 16.4 Cuadro de influencia e interés en el Paso 2 del Caso de Estudio en Ouahigouya.

16.5 HITOS Y TAREAS TRANSVERSALES

En general, el grado de participación de los actores claves debe incrementarse a medida que el proceso avance. Desde una mera información al inicio, se debe proceder hasta una plena colaboración, de tal manera que cuando se comienza la implementación y operación, esté asegurada una excelente cooperación entre los actores claves. La manera en que los grados de participación evolucionan es específica de cada contexto. Sin embargo, existen hitos en el camino que corresponden a los finales de ciertas fases, cuando se reevalúan formalmente los niveles de participación y se toman decisiones que son importantes para la siguiente fase.

En paralelo, el proceso de planificación tiene dos tareas participativas transversales (Lüthi *et al.*, 2011): (1) la concientización de todo el público y no solo de los actores claves y (2) la capacitación, primero para habilitar a los actores claves para tomar decisiones informadas y luego para prepararlos para sus responsabilidades en la implementación y operación del sistema.

16.5.1 Principales hitos en el proceso de planificación

El Capítulo 17 propone un marco de planificación participativa caracterizado por diferentes fases e hitos. Se identifican tres principales hitos en la estrategia de integración:

1. El taller inicial de lanzamiento, incluyendo una salida al campo con todos los actores. Consiste en un taller informativo con la finalidad de comunicar los planes, las actividades y el avance actual del proceso. Después, todos los actores claves deben compartir un entendimiento común de la situación.

2. El taller de validación de las alternativas seleccionadas por todos los actores: En este evento, se reúnen todos los actores claves para aprobar las decisiones tomadas hasta este punto, de manera oficial y pública. También se presentan, conversan y validan las alternativas técnicas y gerenciales.

3. El taller de validación del Plan de Acción: Este taller es para celebrar los acuerdos alcanzados acerca de la validación de las alternativas y la manera de proceder. Las responsabilidades de los diferentes actores se definen en un entendimiento común que facilitará la coordinación de todas las tareas.

Pueden realizarse más talleres. Por ejemplo, Lüthi *et al.* (2011) proponen llevar a cabo dos talleres para la identificación de las alternativas técnicas de servicio: primero, un taller para consultar a expertos a fin de identificar los sistemas que sean factibles; y, segundo, un taller para consultar a los actores con la finalidad de seleccionar las alternativas que sean las más apropiadas del punto de vista de ellos[1]. Se relata un proceso similar en el Caso de Estudio 16.2.

16.5.2 Concientización

Crear más conciencia respecto del MLF es una tarea transversal durante todo el proceso, una que prepara a las personas para tomar decisiones informadas y adoptar buenas prácticas (Lüthi *et al.*, 2011). Las actividades de concientización pueden ser necesarias a diferentes niveles con diferentes actores. Muchas veces, las ventajas de implementar un nuevo sistema de MLF pueden no ser obvias para todos. Algunos podrían ser reacios a apoyar el proyecto o no les interesa simplemente, en especial si tuvieran que cambiar sus comportamientos. A otros les puede interesar, pero les falta los conocimientos y destrezas necesarios para participar eficientemente en el proceso de la toma de decisiones. En este caso, la concientización puede llevarse a cabo mediante talleres o salidas de campo que permiten a los diferentes actores entender las capacidades y limitaciones de los demás. También, es imperativo educar a los habitantes sobre el uso y mantenimiento correctos de sus estructuras descentralizadas de contención sanitaria y ayudarles a entender la importancia de estos en el sistema completo de MLF, aun si no participan en el proceso de la toma de decisiones. Por último, es crucial que los habitantes entiendan cómo el mejoramiento del sistema de MLF contribuirá a la protección de la salud pública y la elevación de su nivel de vida. La capacitación puede llevarse a cabo juntamente con la concientización para incrementar los conocimientos de los actores que participan en el proceso.



Figura 16.5 **"Manejar las aguas servidas y la letrina de uno sin perjudicar a los vecinos es una señal de buena fe", es lo que dice muy acertadamente este rótulo en la ciudad de Nzérékoré en el país africano de Guinea-Conakri (en francés y árabe; foto: Philippe Reymond).**

La concientización es primordial para alcanzar un entendimiento común de los problemas existentes y para asegurar que los actores compartan los mismos objetivos (Figura 16.5). También es crucial cuando los servicios públicos o los operadores privados, que ya realizan el servicio, tengan que cambiar sus comportamientos, como estar acostumbrados a verter los lodos en el ambiente y ahora, en cambio, tener que llevarlos a la ETLF que se va construir.

Las técnicas de integración, como talleres informativos, salidas de campo y mapeo comunitario también pueden contribuir mucho la concientización de los actores sobre la situación actual. En todo caso, las actividades de concientización incluyen mucha comunicación a escala individual y colectiva. Es necesario informar a los actores de la situación inicial y los riesgos sanitarios y ambientales de las prácticas existentes, además de los objetivos del proyecto y sus beneficios para la economía, el ambiente y la sociedad. Por último, los objetivos y beneficios del enfoque participativo deben ser explicados claramente a los actores a fin de incrementar su comprensión y compromiso (McConville, 2010).

16.5.3 Capacitación

Las destrezas y capacidades son importantes componentes del entorno favorable (Lüthi *et al.*, 2011). En el momento de la implementación, las capacidades técnicas, gerenciales, financieras, comerciales y sociales de los actores claves serán cruciales. Por lo tanto, es necesario evaluar las capacidades y destrezas de los actores (Capítulo 15) y, en caso de que sea necesario, reforzarlas para asegurar la eficiencia y la sostenibilidad a largo plazo del proyecto.

Se presenta en la Tabla 16.3 un ejemplo de las posibles necesidades de capacitación para las diferentes responsabilidades en la cadena de servicio. (La distribución de estas será analizada en la Sección 16.7.) Cada responsabilidad requiere ciertos conocimientos y destrezas. Se puede elaborar un plan de capacitación para definir los tipos de conocimiento requeridos por los diferentes actores y sugerir un cronograma de capacitación.

1 Véase las pautas de CLUES, p. 33-37 para más detalles sobre estos talleres (Lüthi *et al.*, 2011).

Varias técnicas y actividades pueden aplicarse en la capacitación, como talleres, salidas al campo, redacción participativa de documentos y ejercicios prácticos (Figura 16.6). También, se recomienda llevar a las personas a conocer infraestructuras existentes en otros lugares para que vean cómo funcionan y para que conversen con sus operadores (Lüthi *et al.*, 2011). Los empleados que estarán a cargo de la operación y mantenimiento (OyM) podrán beneficiarse mucho de sesiones de capacitación en otras ciudades que ya tienen sistemas de MLF en funcionamiento.

Los mecanismos financieros pueden definirse para responder a las necesidades de capacitación. Varias soluciones pueden ser exploradas, incluyendo la distribución de tarifas, subvenciones, microcréditos, fondos de desarrollo comunitario, etc. (Lüthi *et al.*, 2011). Por ejemplo, parte de la tarifa de descarga en la ETLF podrá destinarse a la capacitación del personal. También, parte de la tarifa de registro de las asociaciones de recolección y transporte podría reservarse para la capacitación. El presupuesto para la capacitación debe integrarse en el del inicio del proyecto, a fin de que se opere bien la infraestructura que se construye. La capacitación continua debe planificarse, sea por la organización a cargo de la coordinación o bien por cada grupo de actores.

16.6 DISTRIBUCIÓN Y FORMALIZACIÓN DE RESPONSABILIDADES

Una vez que se haya seleccionado las alternativas técnicas y los modos organizativos, las responsabilidades deben ser distribuidas y formalizadas. Esta determinación es parte del desarrollo del Plan de Acción (Sección 17.4.3, Tabla 17.1). Debe aplicarse cuidado especial para evitar que haya traslape entre las responsabilidades de diferentes actores (Capítulo 11). Una definición precisa de las actividades, condiciones y sanciones en necesaria para cada componente de la cadena de servicio.



Figura 16.6 Sesión de capacitación sobre sistemas de saneamiento en el Ecuador (foto: Philippe Reymond).

Tabla 16.3 Las necesidades de capacitación según las responsabilidades en cada componente de la cadena de servicio.

Componentes de la cadena de servicio	Responsabilidades	Necesidades de capacitación
Recolección y transporte	Contacto con el cliente (cobros y cronogramas del servicio)	Mercadeo, manejo comercial y financiero
	Recolección y transporte hasta la estación de transferencia, ETLF o sitio de descarga	Medidas de seguridad y buenas prácticas en la recolección y transporte
	Control de calidad	Medidas de seguridad y buenas prácticas en la recolección y transporte
Tratamiento	Cobro de la tarifa de descarga	Manejo financiero
	Recepción y manejo de los camiones, OyM de la ETLF	Principios de operación, procedimientos de OyM, procesos de tratamiento
	Monitoreo de la ETLF	Principios de operación, procedimientos de OyM, monitoreo de la ETLF, interpretación de los resultados
	Control externo de calidad	Principios de operación, procedimientos de OyM, parámetros de la ETLF, interpretación de los resultados
Disposición o uso final	Recepción y tratamiento de los productos finales	Principios de operación, procedimientos de OyM
	Ventas	Principios de operación, procedimientos de OyM mercadeo, manejo comercial y financiero
	Control de calidad	Principios de operación, procedimientos de OyM, análisis de los productos finales, interpretación de los resultados
Coordinación de la cadena	Monitoreo del sistema, cumplimiento de leyes, regulaciones y acuerdos, relaciones públicas, conducción de reuniones	Liderazgo, coordinación, comunicación, redacción de documentos (contratos, licencias, acuerdos, etc.), toma de datos, monitoreo, capitalización

RESUMEN: desde el análisis de los actores hasta la estrategia de su integración

Elegir las técnicas correctas de integración en el momento adecuado y desarrollar una estrategia de integración no es una tarea fácil. A continuación, se ofrece un listado de las fases necesarias en el orden de su realización (como se detalla en el presente capítulo y el anterior):

1. Revisar el Marco de Planificación de MLF (Tabla 17.1) para familiarizarse con los pasos principales del análisis de los actores y los hitos de integración, en el panorama general del proceso de planificación integral.
2. Identificar los actores (Sección 15.4).
3. Caracterizar a los actores (Sección 15.5) y organizarlos en un cuadro (Sección 15.5.1).
4. Caracterizar el interés e influencia de cada actor (Sección 15.5.2) y sus necesidades de participación, así como los criterios de selección de los actores claves para definir sus intereses e influencias (Sección 15.5.3). Se describen los intereses comunes y necesidades de participación en una tabla (Sección 15.5.4).
5. Preparar un cuadro de influencia e interés (Sección 15.5.2).
6. Determinar los grados de participación (Sección 16.3), basándose en el cuadro de influencia e interés y las características específicas de cada actor.
7. Elegir las técnicas de integración para cada actor o grupo de actores, según los grados determinados de participación, las necesidades de la misma y las características específicas (Sección 16.4; la Tabla 16.2 indica cuál técnica de integración es apropiada para cada grado de participación.)
8. Adaptar la estrategia según el avance del proceso de planificación, por ejemplo siguiendo el enfoque paso a paso que propone la Sección 15.6.
9. Tomar en cuenta las tareas transversales.

Los Casos de Estudio 15.1, 16.1 y 16.2 dan ejemplos adicionales del proceso.

Todos los puntos de vista, limitaciones y destrezas deben ser entendidos y representados durante el proceso de distribución de responsabilidades. El análisis de los actores y un proceso participativo continuo (que permite a los líderes entender las capacidades de cada actor) facilitan mucho esta tarea. (Las principales fortalezas de los diferentes actores en cada componente de la cadena son analizadas en el Capítulo 12.)

16.6.1 Documentos para la formalización

Según la situación específica y los actores que participan, los documentos de formalización pueden tomar varias formas, como licencias, contratos, acuerdos de colaboración, normas y leyes. Estos diferentes tipos de documentos son descritos a continuación.

Licencias: En el contexto del MLF, las licencias son emitidas por las autoridades para los servicios realizados en diferentes partes de la cadena de servicio. Un actor podría tener una licencia para más de un servicio, por ejemplo recolección, transporte y tratamiento (Capítulo 12). En todos los casos, el documento oficial de la licencia debe incluir una lista de requisitos, las actividades que son permitidas y el tiempo de validez de la licencia. Las condiciones necesarias para obtener la licencia deben especificarse en el documento mismo, en las normas oficiales o en los términos de referencia de los diferentes operadores. Las licencias pueden tener una validez limitada. Un sistema de monitoreo y control de cumplimiento es necesario para asegurar que se respeten, durante el plazo de la licencia o en el momento de renovarla. Un sistema de multas fomentaría a los operadores la realización de su actividad con la debida licencia.

Contratos: Se pueden firmar contratos entre los actores en el MLF para actividades o servicios específicos. En algunos países, se firman contratos entre los servicios públicos nacionales y las autoridades a fin de fijar sus objetivos, así como sus condiciones financieras y operativas. El tiempo de validez y las condiciones específicas

de los contratos están definidos frecuentemente en las regulaciones nacionales y regionales. Tres tipos de contratos pueden distinguirse: (1) contratos que vinculan un proveedor de servicio con sus clientes (p.ej., familias, tiendas); (2) contratos que vinculan dos operadores que emprenden diferentes actividades dentro de la cadena de servicio (p.ej., entre el operador de una ETLF y el usuario de los productos finales); y (3) contratos entre un operador y las autoridades (p.ej., para la delegación de la operación de una infraestructura pública a un operador privado o a una asociación).

Acuerdos de colaboración: Este tipo de acuerdo puede firmarse entre dos actores para establecer un marco de colaboración para el manejo técnico o institucional de cualquier componente de la cadena de servicio. Por ejemplo, un acuerdo de colaboración podría firmarse entre un operador privado y un municipio para definir su contribución en el control de cumplimiento de las reglas y el uso de las tarifas recaudadas en una ETLF. Los detalles de su colaboración se regirán según el marco legal. Un caso específico de esto es la colaboración pública-privada, en la cual actores de los sectores público y privado colaboran para proveer servicios a la población, a fin de aprovechar al máximo las fortalezas de cada uno (Capítulo 12).

Normas y leyes: Las autoridades competentes definen las normas y leyes para fijar requisitos, niveles de calidad, obligaciones y sanciones para cada componente de la cadena de MLF. Estos documentos pueden determinar las responsabilidades de los actores y tienen generalmente un tiempo indefinido de validez. Los organismos legislativos pueden modificarlas y las decisiones oficiales pueden proporcionar detalles adicionales. (Son analizadas en el ámbito de un entorno favorable en la Sección 12.3.)

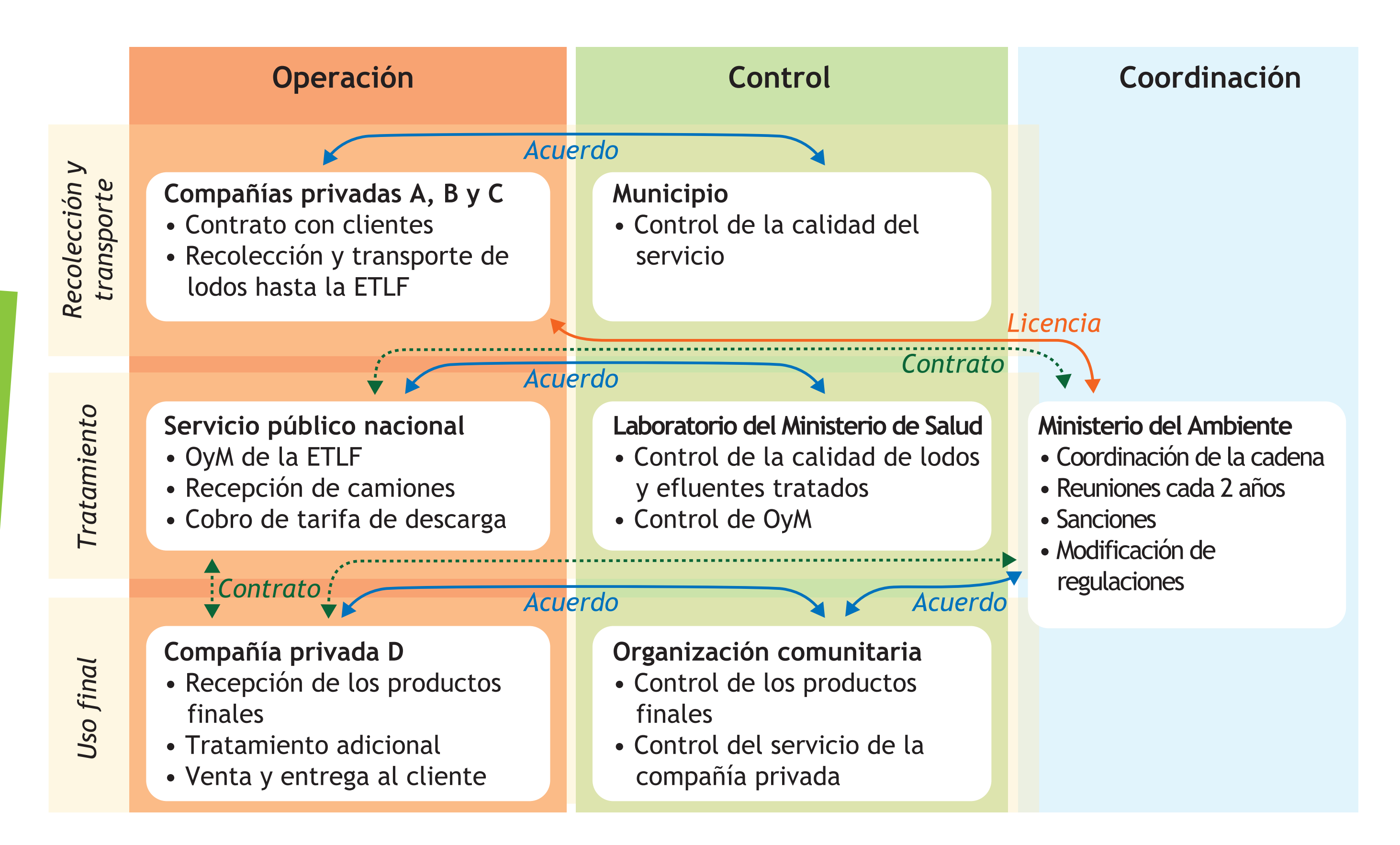


Figura 16.7 Ejemplo teórico de un diagrama de relaciones formales entre actores.

16.6.2 Diagrama de relaciones

Un diagrama de relaciones es una técnica que se puede utilizar para visualizar y analizar los posibles vínculos formales entre los actores (Sección 15.5). Los puestos en el diagrama se pueden agregar o sustraer (p.ej., cuando un mismo actor esté a cargo del tratamiento y de la venta de los productos; Capítulo 12). Puede incluir contratos, acuerdos, licencias u otros vínculos. Este diagrama puede analizarse durante un taller sobre la distribución de responsabilidades y el marco institucional, a fin de asegurar que cada actor entienda bien el esquema organizativo y considerar diferentes variantes. Se muestra un ejemplo teórico de este tipo de diagrama en la Figura 16.7, donde se aprecian: acuerdos de colaboración entre los operadores y las instituciones de control; licencias entregadas por las autoridades a las compañías privadas a cargo de recolección, transporte y usos finales; y contratos que vinculan las autoridades con la empresa semiprivada a cargo del tratamiento.

Caso de Estudio 16.2: La determinación participativa de un marco organizativo y una estrategia técnica en Uagadugú, Burkina Faso (Adaptado de Bassan y Strande, 2011)

En 1996, el país de Burkina Faso adoptó una Estrategia Nacional de Saneamiento, cuya mayor innovación es la inclusión del MLF. Sobre la base de esta estrategia y los Planes de Saneamiento de las principales ciudades del país, el Servicio Nacional para Agua y Saneamiento (ONEA) llevó a cabo reuniones para elaborar una estrategia de MLF y realizar salidas de campo a fin de identificar posibles sitios para ETLF (Bassan y Strande, 2011).

En Burkina Faso, la responsabilidad del manejo de excremento y aguas servidas en las principales ciudades ha sido delegada a ONEA por el Estado, aunque los municipios tienen el mandato de proporcionar agua y saneamiento dentro de sus cantones. En las zonas industriales y los centros de las dos principales ciudades (Uagadugú y Bobo-Dioulasso), ha sido implementado saneamiento mediante alcantarillado. La rehabilitación de letrinas sencillas y la construcción de nuevas letrinas mejoradas y ventiladas (VIP) han sido planificadas para otros sectores y para las ciudades de tamaño mediano. Emprendedores privados informales ofrecen los servicios de recolección y transporte de LF, dada la falta de una disposición oficial para esta actividad.

ONEA, como entidad líder, lanzó un proyecto para la elaboración de un esquema de MLF en toda la ciudad capital de Uagadugú. El análisis de los actores y una evaluación concisa de la situación actual fueron realizados, pero no se había desarrollado una estrategia específica de integración para la selección de alternativas técnicas y el marco institucional. Desde el año 2009 hasta junio de 2010, solo se invitó al presidente de la asociación de operadores de recolección y transporte a participar en la identificación de un sitio para una ETLF y a algunas reuniones importantes de validación. Los miembros de la asociación no fueron informados sobre este proceso y, como consecuencia, muchos actores claves no fueron consultados antes de diseñar la ETLF y las decisiones fueron tomadas sin considerar las necesidades y limitaciones reales de los operadores de recolección y transporte.

Líderes externos para el proceso fueron convocados desde enero de 2010 para ayudar a desarrollar el marco legal y contractual. Luego de la elaboración de los primeros borradores de los términos de referencia y las licencias técnicas para los emprendedores de recolección y transporte, se organizó un taller de consulta y validación para analizar la situación actual y un marco institucional preliminar. Como no hubo un taller de lanzamiento al inicio del proceso para informar a todos los actores de las finalidades y actividades del proyecto, los diferentes actores no compartían una visión común de la situación. Este evento resaltó la necesidad de conversaciones más amplias y con una mayor integración de los actores claves, incluyendo los emprendedores de recolección y transporte, el servicio público municipal, las autoridades distritales y legales, la policía y los que manejan la tenencia de la tierra. Actividades informativas adicionales fueron necesarias antes de la elaboración de las versiones finales de los documentos que establecen el marco institucional. Se reconoció que la asociación de recolección y transporte no funcionaba y que sus miembros rechazaban al comité.

ONEA y sus asesores internacionales conversaron con grupos focales a fin de informar a los actores, alcanzar un entendimiento común de la situación y colaborar con ellos para afinar los documentos regulatorios. Primero, se identificaron y contactaron a los operadores de recolección y transporte. Luego, se empoderó a la asociación de recolección y transporte mediante varias reuniones individuales y de grupos focales, visitas y talleres, además de elegir un nuevo comité. En paralelo, los miembros colaboraron activamente para determinar el marco institucional para las actividades de recolección y transporte. Como parte de las actividades de empoderamiento, algunos de los miembros participaron en talleres de información para el público.

Los alcaldes de los cinco distritos de Uagadugú fueron contactados, así como la policía municipal, la oficina de catastros y las autoridades legales. El proyecto y el primer borrador que se había desarrollado con los operadores de recolección y transporte fueron presentados en un taller y se organizaron algunos grupos focales para mejorar los documentos.

Al final de este proceso, se hizo un taller de validación con todos los actores locales. En este evento, se confirmaron los documentos que se habían elaborado con los grupos focales, se realizó una distribución preliminar de las responsabilidades dentro del sistema futuro de MLF y se analizó una fase de transición a la implementación del nuevo esquema. La planificación inicial de este proyecto fue típica de proyectos infraestructurales en los cuales una compañía consultora es contratada para desarrollar solo el componente técnico, pero no se enfrentaron los aspectos organizativos y no hubo una planificación con la participación de los actores desde el inicio. La necesidad de integrar los operadores de recolección y transporte en un proyecto de MLF (a diferencia de proyectos de aguas servidas con alcantarillado) solo se hizo evidente demasiado tarde en el proceso.

Este caso resalta la importancia de integrar todos los actores claves desde el inicio del proceso y el ahorro de tiempo al hacerlo adecuadamente. También muestra que la falta de participación de todos los actores desde el inicio ocasiona complicaciones en el momento de distribuir las responsabilidades. El proceso llevó mucho tiempo, en especial por lo que las necesidades de concientización, empoderamiento e integración de los operadores de recolección y transporte no fueron reconocidas oportunamente. Un ambiente de confianza entre los operadores de recolección fue difícil de construir, puesto que ya se estaban tomando decisiones que influían en su trabajo sin consultarles.

Las principales fortalezas de este proyecto incluyeron la participación activa del servicio público (ONEA), su disponibilidad de determinar los marcos regulatorios y organizativos antes de la implementación y el reclutamiento de un líder de proceso experimentado para la integración de los actores, la determinación de las responsabilidades y la elaboración del marco institucional. Si no hubiera sido por los talleres y conversaciones, es posible que la ETLF se construyera sin consultar debidamente a los operadores de recolección y transporte, quienes hubieran rechazado probablemente la obligación de descargar los LF en la ETLF.

Por último, las técnicas de integración que fueron aplicadas, aunque sea tarde, permitieron un proceso eficiente de concientización, la participación de algunos de los operadores y el empoderamiento de su asociación. Luego de un año de talleres de consulta, se validaron en un taller los documentos organizativos ajustados al contexto local (Bassan *et al.*, 2011).

El cuadro de participación de los actores, que se desarrolló retrospectivamente con la finalidad de analizarlo, está presentado en la Tabla 16.4. Resalta el desarrollo por separado de los componentes técnicos y organizativos. El proceso de planificación que se propone en el presente libro (Sección 17.3, Tabla 17.1) está incluido en la última columna para comparación. La Tabla 16.4 también presenta actividades que se realizaron tarde pero fueron muy eficientes para la integración de los actores claves (en especial, los servicios municipales y la asociación de recolección y transporte) en la determinación del esquema organizativo y los documentos regulatorios. Este proceso se inició con la información y el diálogo, para terminar con el empoderamiento y la colaboración.



Figura 16.8 Los actores inspeccionan el punto de entrada de los lodos en una nueva estación de tratamiento de lodos fecales en Burkina Faso (foto: Magalie Bassan).

Tabla 16.4 Cuadro retrospectivo de la participación de los actores en el caso de estudio de Uagadugú, en el cual dos pasos de planificación fueron repetidos para mayor integración de los actores

Pasos de planificación	Grados de participación en el Caso de Estudio 16.2				Actividades	
	Información	Diálogo	Colaboración	Empoderamiento y delegación	Caso de Estudio 16.2	Proceso participativo ideal (Tabla 17.2)
Empoderamiento y delegación	-	Servicios municipales, Presidente de la Asociación de RyT[1], MPU[2]	ONEA (líder del proyecto), consultor técnico internacional	-	Salidas de campo para seleccionar sitios de tratamiento	**Taller de lanzamiento** Salidas de campo
Evaluación de la situación actual	-	-	ONEA, consultor técnico internacional	-	Breves estudios de evaluación técnica **Informe de estudios preliminares sobre tecnologías de tratamiento**	Evaluación participativa de la situación actual Informar y consultar a los actores **Informe de estudios preliminares**
Identificación de las alternativas de servicio	-	-	ONEA, consultor técnico internacional	-	**Informe del estudio de factibilidad de las tecnologías de tratamiento**	Actividades de integración según las necesidades **Informe del estudio de factibilidad** **Taller de validación de las alternativas**
Desarrollo de un Plan de Acción	-	-	ONEA, consultor técnico internacional	-	Diseño detallado de las alternativas de tratamiento **Documento detallado del proyecto de las tecnologías de tratamiento**	Planificación participativa de las acciones con los actores claves; empoderamiento y concientización **Taller de validación del Plan de Acción** **Documento detallado del proyecto Fin del proceso de planificación**

Pasos de planificación	Niveles de participación en el Caso de Estudio 16.2				Actividades	
	Información	Diálogo	Colaboración	Empoderamiento y delegación	Caso de estudio 16.2	Caso ideal (Tabla 17.1)
Evaluación de la situación actual (repetida en el caso de estudio 16.2 para incluir la participación de los actores)	Servicios municipales, **operadores**de RyT[1], MPU[2], universidades, ONG, consultor técnico internacional	Servicios municipales, **operadores** de RyT[1], ONEA	ONEA, asesores int[illegible] caso de estudio 16.2	-	**Inicio de proceso participativo de planificación del marco organizativo** Estudios breves de evaluación institucional **Marco organizativo preliminar** **Taller informativo**	
Identificación de las alternativas de servicio y desarrollo del plan de acción (repetida en el caso de estudio 16.2 para incluir la participación de los actores)	Servicios municipales, MPU[2], universidades, ONG	-	Servicios municipales, MPU[2], universidades, ONG	Servicios municipales, **operadores**de RyT[1], ONEA	Empoderamiento, concientización Grupos focales para desarrollar los textos regulatorios **Taller de validación de los roles y textor regulatorios**	

1 RyT: Recolección y Transporte
2 MPU: Ministerio de Planificación Urbana

16.7 BIBLIOGRAFÍA

Aune, J. B. (2000). “Logical Framework Approach and PRA - mutually exclusive or complementary tools for project planning?” Development in Practice 10(5): 687-690.

Bassan, M., Mbéguéré, M., Zabsonré, F. (2011). Integrated faecal sludge management scheme for the cities of Burkina Faso. 2nd IWA Development Congress. Kuala Lumpur, Malasia, IWA.

Bassan, M., Strande, L. (2011). Capacity strengthening in sanitation: benefit of a long-term collaboration with a utility and research institute. 35th WEDC International Conference. WEDC. Loughborough, Gran Bretaña.

Bassan, M., Tchonda, T., Mbéguéré, M., Zabsonré, F. (2011). Processus d’élaboration d’un cadre institutionnel régulant l’activité de vidange mécanique de la ville de Ouagadougou, Burkina Faso. 16th African Water International Congress and Exhibition. Marrakech, Marruecos.

Koanda, H. (2006). Vers un assainissement urbain durable en Afrique subsaharienne: approche innovante de planification de la gestion des boues de vidange. Thesis n° 3530, EPFL, Suiza.

Lüthi, C., A. Morel, *et al.* (2011). Community-Led Urban Environmental Sanitation Planning: CLUES. Dübendorf, Switzerland: EAWAG. Disponible en: www.sandec.ch/clues_es

Lüthi, C., Morel, A., Tilley, E., Ulrich, L. (2011). Community-Led Urban Environmental Sanitation, Complete Guidelines for Decision-Makers with 30 Tools. Dübendorf, Suiza: EAWAG.

McConville, J. (2010). Unpacking Sanitation Planning - Comparing Theory and Practice. Tesis de PhD, Chalmers University of Technology, Gothenburg, Suecia.

Mosler, H.-J. (2004). A framework for stakeholder analysis and stakeholder involvement. International Water Management Course. Rüschlikon, Zúrich, Suiza.

ODA (1995a). Technical Note on Enhancing Stakeholder Participation in Aid Activities. n. D. Londres, Gran Bretaña: Overseas Development Administration (ahora DfID).

ODA (1995b). Guidance Note on How To Do Stakeholder Analysis of Aid Projects and Programmes. Social Development Department. Londres, Gran Bretaña: Overseas Development Administration (ahora DfID).

Reed, M. S. (2008). Stakeholder participation for environmental management: A literature review. Biological Conservation 141(10): 2417-2431.

Reymond, P. (2008). Elaboration d’une méthodologie permettant de déterminer une option durable pour le traitement des boues de vidange dans une ville moyenne d’Afrique subsaharienne - Application à la ville de Sokodé, au Togo. Tesis de MSc., EPFL, Suiza: EAWAG/SANDEC.

Preguntas para el Estudio de este Capítulo

1. Describe los distintos grados de participación.
2. ¿Cuáles de las técnicas de integración le parecen más efectivas? ¿Por qué?
3. ¿Cuáles documentos son importantes en el proceso de formalización de las responsabilidades en el MLF?

Capítulo 17

Planificación de Sistemas Integrados de Manejo de Lodos Fecales

Philippe Reymond

Objetivos de aprendizaje

- Entender la importancia de un enfoque integrado en el manejo de lodos fecales.
- Aprender a planificar un proyecto de manejo de lodos fecales en toda una ciudad, incluyendo un marco lógico de las actividades necesarias.
- Comprender la manera de seleccionar las alternativas que son apropiadas para un cierto contexto y determinar los factores que son críticos para esta selección.
- Conocer los vínculos e influencias entre los diferentes aspectos que se analizan en el presente libro (gestión, finanzas, intereses de los actores, tecnología y el ambiente local).

17.1 INTRODUCCIÓN

Los líderes del proceso, quienes son los responsables de la planificación e implementación de un sistema de manejo de lodos fecales (MLF) en toda la ciudad (Caso de Estudio 17.1), muchas veces enfrentan una situación complicada, caracterizada por diferentes niveles de servicio y un mosaico de actores descoordinados e independientes que ejercen diferentes actividades. La planificación de MLF tiene la finalidad de transformar estas situaciones complejas en esquemas de manejo coordinados y organizados, los cuales en general se expresan inicialmente en la forma de planes o estrategias de saneamiento para sus ciudades (Caso de Estudio 17.3) y luego se plasman en planes de acción y las mismas implementaciones. No es una tarea fácil, ya que los actores tienen diferentes intereses, necesidades y limitaciones que a veces se contraponen entre sí (Capítulo 15). Sin embargo, es una tarea crucial, ya que la planificación de saneamiento urbano es la clave para invertir bien (WSP, 2009) y los planes de acción claros son de mucha ayuda para recaudar los fondos necesarios. Si se buscan fondos de un donante, es necesario contar con un plan detallado con una estrategia clara. Lo problemático en el desarrollo de saneamiento urbano no suele ser solamente la falta de inversión, sino también la escasez de buenos planes.

La planificación de MLF se concentra en entender y satisfacer los intereses, necesidades y limitaciones de los actores mediante esquemas de manejo (Capítulo 12) y mecanismos financieros (Capítulo 13) que sean consensuados y apropiados. También tiene que ver con la evaluación de las necesidades de capacitación y empoderamiento (Capítulos 15 y 16). Esta comprensión solo puede adquirirse mediante una evaluación cabal de la situación inicial (Capítulo 14). La experiencia en el MLF nos enseña que cada solución debe ser integrada y

ajustada al contexto. Además, la experiencia en Asia demuestra que muchos diferentes enfoques pueden tener éxito si son implementados junto con un marco legal y regulatorio comprensivo, una distribución clara de las responsabilidades y un financiamiento público estable (AECOM y SANDEC/EAWAG, 2010).

Al inicio de una tarea tan compleja, no es fácil saber dónde comenzar, cómo recopilar y estructurar la información necesaria o cómo trabajar con los actores claves a fin de diseñar un sistema sostenible.

En el presente capítulo, se propone un enfoque integrado de planificación con el fin de facilitar el trabajo de un planificador o ingeniero para reunir las diferentes ideas y actividades de este libro de manera lógica y estructurada. Se describe este enfoque integrado en la Sección 17.3 y está resumido en el Marco de Planificación de MLF (Tabla 17.1) y el Esquema para la Selección de Tecnologías (Figura 17.8). El Marco de Planificación resalta las tareas y actividades que son esenciales y puede ser utilizado como ayuda memoria al iniciar en cualquier ciudad. En cuanto al Esquema para la Selección de Tecnologías, este propone un esquema eliminatorio según el contexto local y el interés por los productos finales.



Figura 17.1 La ciudad de Elmina, Ghana (foto: Philippe Reymond).

Caso de Estudio 17.1: Liderazgo en el proceso de planificación

(Adaptado de Parkinson *et al.*, 2013)

Un proceso de planificación requiere líderes del proceso. El MLF nunca está encargado a una sola persona, sino a una red de actores. La experiencia ha demostrado que la creación de un **grupo de trabajo en saneamiento urbano** es una manera muy efectiva de integrar diferentes instituciones públicas y privadas, incluyendo las organizaciones no gubernamentales (ONG).

A fin de desarrollar un plan de saneamiento para una ciudad, debe haber una institución que aporta el liderazgo del proyecto, lo que es esencial para asegurar que el proceso de planificación se mantenga en un rumbo claro y que logre posteriormente los objetivos concordados por los actores claves. En la mayoría de situaciones, el líder más apropiado para este proceso es la autoridad local. Si el proceso de planificación es impulsado por entidades externas y durante un tiempo demasiado corto, los actores locales no se apropian invariablemente del plan y no habrá el incentivo necesario para avanzar con la implementación del mismo.

Es necesario asegurar que haya suficiente compromiso y comunicación entre los diferentes actores antes de embarcar en el proceso de planificación. Durante el proceso de diálogo, debe haber suficiente tiempo y oportunidad para la participación de todos los actores. También, es necesario facilitar debidamente el proceso a fin de guiar y apoyar las interacciones y comunicaciones entre los actores. Por lo tanto, es importante identificar los individuos e instituciones que cuentan con estas destrezas. Esto puede tomar la forma de soporte técnico o destrezas sociales, como la coordinación de los actores, la resolución de conflictos o la organización de las comunidades.

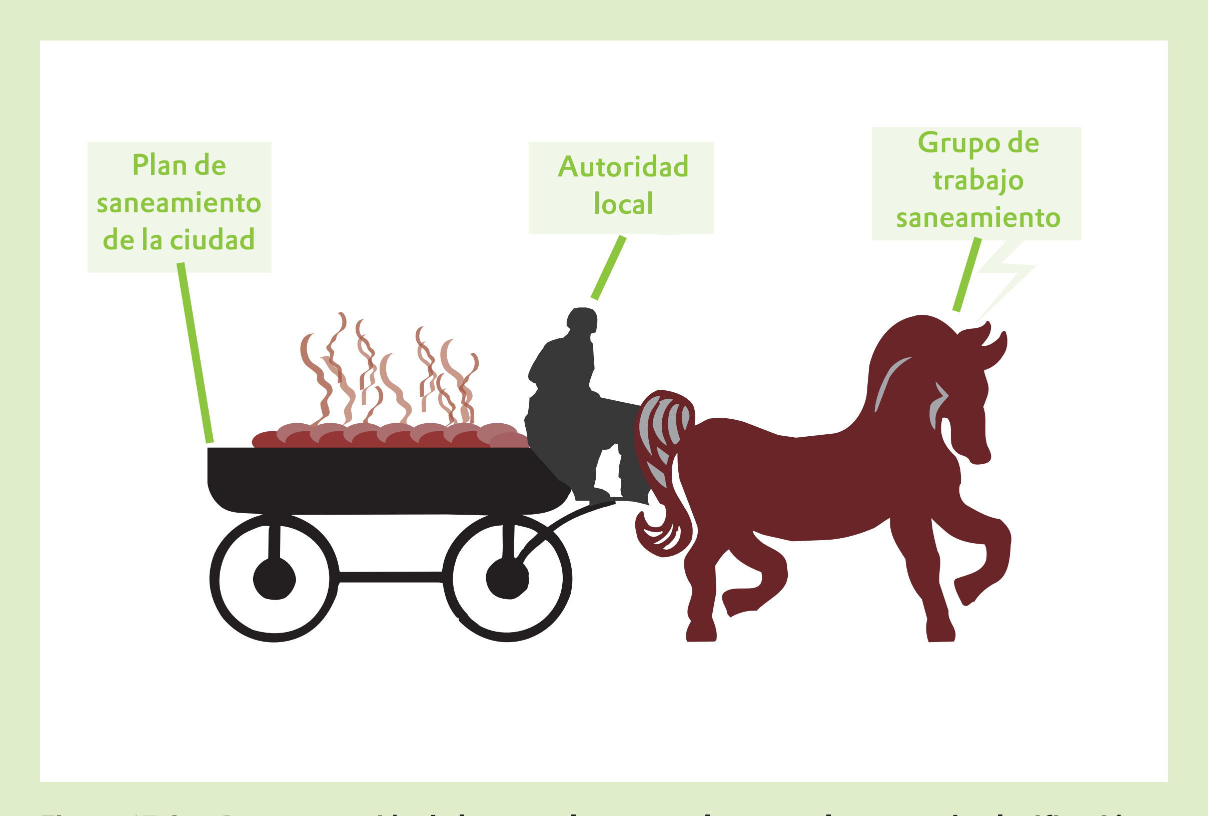


Figura 17.2 **Representación de los tres elementos claves en el proceso de planificación: el plan de saneamiento de la ciudad; la autoridad local y un grupo de trabajo en saneamiento (adaptado de Jonathan Parkinson).**

Tabla 17.1 Un marco de planificación del manejo de lodos fecales

Planificación de MLF de A a Z

Fases normales		Actividades	Resultados	Capítulos	Fases participativas: CLUES	Fases participativas: SAN21
Estudio exploratorio	A	Evaluación preliminar de la situación inicial y 1er inventario de actores	Resumen de la situación; facilitadores identificados	14 15	Ignición del proceso	Grupo de trabajo en saneamiento de la ciudad
		Informe de la incepción				
Estudios de pre-factibilidad	B	Identificación y caracterización preliminar de los actores y sus relaciones	Todos los actores identificados y caracterizados	15	Lanzamiento del proceso de planificación	Entender el contexto existente
	C	Taller inicial de lanzamiento, con salidas al campo con todos los actores	Actores concientizados de la realidad sanitaria y conocen los objetivos del proyecto	16.5		
	D	Evaluación de: - Prácticas y necesidades de saneamiento - Interés en los productos - Marco institucional, apoyo del gobierno - Marco legal y regulatorio - Modos existentes de organización - Estructura de la ciudad y heterogeneidad de las prácticas de saneamiento - Flujos financieros existentes - Clima	Prácticas de saneamiento y heterogeneidad urbana identificadas; Fortalezas, debilidades, oportunidades y amenazas (FODA) identificadas; Entorno favorable descrito	14	Evaluación detallada de la situación actual	
	E	Selección de posibles modos de organización	Orientación del proceso hacia alternativas realistas	12		
	F	Identificación de los sitios de tratamiento	Actores han indicado sitios existentes y posibles	14.4		
	G	Caracterización y selección de los actores claves	Intereses e influencias de los actores identificados	15.4 , 15.5		
		Informe de los estudios preliminares				
Estudio de factibilidad	H	Cuantificación y caracterización de los lodos	Líderes del proceso conocen lo que se debe tratar	2	Identificación de las alternativas de servicio	Identificación de soluciones viables
	I	Caracterización y selección de los sitios	Se seleccionan sitios apropiados	14.4		
	J	Preselección de las combinaciones de tecnologías, modos organizativos y mecanismos financieros	Se elaboran los escenarios	5,11,12, 13,15,17		
	K	Evaluación detallada de las alternativas seleccionadas incluyendo: - Requisitos de las combinaciones de las tecnologías, ventajas y desventajas, OyM - Modo organizativo y marco institucional, responsabilidades; arreglos contractuales - Costos de inversión y operación, mecanismos financieros, presupuesto estimado - Destrezas necesarias para operar cada sistema - Evaluación del impacto ambiental	Escenarios evaluados y optimizados	4-17		
	L	Presentación de los resultados preliminares a los actores claves	Actores consultados y acuerdo asegurado	16		
	M	Selección final de las alternativas del sistema		17		

Fase		Actividad	Resultado	Herramientas	Etapa	Fase estratégica
	N	Taller de validación de las alternativas elegidas con todos los actores	Propuestas validadas por todos los actores	16.5		
	O	Reevaluación de los actores claves según las alternativas validadas	Reevaluación de la influencia e interés de cada actor según las decisiones tomadas	15.5		
			Informe del estudio de factibilidad			
Desarrollo detallado del proyecto	P	Desarrollo del proyecto detallado (Plan de Acción): - Diseño detallado de la estación de tratamiento - Determinación detallada de responsabilidades - Plan de OyM con costos, responsabilidades y necesidades de capacitación todos muy claros - Acuerdos entre actores asegurando mecanismos financieros e institucionales - Estrategia de control de cumplimiento - Determinación de las necesidades de capacitación y creación de fuentes de trabajo - Determinación de procesos de ofertas y contratos - Estrategia de monitoreo y evaluación (MyE) para la fase de implementación - Cronograma de implementación con diferentes fases y un presupuesto detallado	Plan de Acción; Descripción detallada de todo el sistema	11 12 13 16 17	Desarrollo del plan de acción	Elaboración del plan estratégico
Desarrollo detallado del proyecto	Q	Taller para presentar el Plan de Acción	Validación del plan de acción por todos los actores	16.5	Desarrollo del plan de acción	Elaboración del plan estratégico
Desarrollo detallado del proyecto	R	Reevaluación de los actores claves según el Plan de Acción	Determinación de responsabilidades según el plan de acción	15.5	Implementación del plan de acción	Preparar para implementar
			Documento detallado del pryecto			
Implementación	S	Reclutamiento de personal para construcción y OyM		11	Implementación del plan de acción	
Implementación	T	Organización de la cadena, transferencia de responsabilidades	MLF transferido a los actores correspondientes	11,12,13,16	Implementación del plan de acción	
Implementación	U	Capacitación y campañas informativas	Mayor concientización entre los usuarios; Capacitación de los que la necesitan	16	Implementación del plan de acción	
Implementación	V	Monitoreo de la construcción	Se asegura una construcción actualizada	11	Implementación del plan de acción	
Implementación	W	Reevaluación de los actores claves antes de inaugurar la ETLF	Se evalúa la capacidad de los actores a cumplir sus nuevas responsabilidades	15.5	Implementación del plan de acción	
Implementación	X	Puesta en marcha del sistema	La ETLF llega a su punto de equilibrio; los actores han adquirido las destrezas necesarias	11	Implementación del plan de acción	
Implementación	Y	Ceremonia oficial de inauguración	La ETLF está transferida oficialmente a las autoridades municipales o emprendedores privados		Implementación del plan de acción	
Monitoreo y evaluación	Z	Monitoreo del sistema (estabilidad técnica, satisfacción de los actores, recuperación de costos)	El sistema está monitoreado para asegurar su sostenibilidad	11		

17.2 LA NECESIDAD DE UN ENFOQUE INTEGRADO

En el pasado, muchos proyectos de agua y saneamiento han fracasado debido a la falta de un enfoque integrado (Recuadro 17.1). El desarrollo de la infraestructura física es solo un componente de un programa funcional de MLF, lo que también depende de políticas eficientes, implementación adecuada y control de cumplimiento, además de compromiso y financiamiento en forma sostenida del sector público (AECOM y SANDEC/ EAWAG, 2010). Las razones más comunes por los fracasos incluyen la implementación de infraestructura sin consultar con los principales actores o sin una planificación adecuada de la operación y mantenimiento (OyM) o los esquemas financieros. Además de la falta de institucionalización del sistema, otros factores importantes en estos fracasos han sido la falta de destrezas, la capacidad organizativa insuficiente y la falta de mecanismos para recuperar los gastos. En términos generales, se puede decir que el entorno favorable que se necesita para un sistema funcional de MLF no existía en el inicio y tampoco fue desarrollado como una parte integral del proyecto.

La falta de un entorno favorable no debe considerarse una razón de no emprender un proyecto en una ciudad, porque es factible estructurar dentro del diseño del proyecto actividades como la planificación de la OyM, la determinación de responsabilidades y la estructuración de instrumentos financieros. Al invertir tiempo y recursos en la fase preliminar del proyecto se pueden ahorrar mucho más tiempo y dinero durante y después de su implementación. Además, una evaluación cuidadosa de la situación inicial (Capítulo 14) y la integración de los actores (Capítulo 16) podrán asegurar una selección más adecuada de las alternativas técnicas, así como informar de la presencia o no de las condiciones fundamentales necesarias para un entorno favorable (Sección 17.2.1).

Recuadro 17.1 : Ejemplos de fracasos de proyectos debido a la falta de un enfoque integrado

Los proyectos exitosos de saneamiento en ciudades enteras dentro de países de bajos ingresos son escasos y, por desgracia, los fracasos son más comunes. En muchos casos, esto se debe a la falta de un enfoque integrado de planificación. A continuación, se nombran algunos ejemplos:

- En un caso, se construyó una estación de tratamiento de lodos fecales (ETLF) a 15 km del centro de la ciudad. Dados el contexto local y las condiciones de las personas que recolectaban y transportaban los lodos fecales (LF), esta distancia era demasiado grande y la ETLF nunca recibió ninguna descarga de lodos. La integración de estos proveedores de servicio en el proceso de planificación hubiera evitado este fracaso.
- La falta de una buena Operación y Mantenimiento (OyM) de una ETLF que estaba funcionando bien condujo a un colapso total. Esto se debió a la falta de determinación clara de las responsabilidades en este esquema de MLF y un plan estricto de OyM, sin los cuales el municipio procedió a destruir partes de sus lechos de secado y no se hicieron las reparaciones que hubieran sido relativamente fáciles (Caso de Estudio 12.2). En lugar de tomar acciones sencillas, los actores permitieron que la situación se deteriore.
- Una instalación de co-compostaje se cerró por lo que un análisis financiero no se había realizado con anticipación. Los diseñadores del proyecto no habían tomado en cuenta los altos costos de OyM o la demanda en el mercado para el compost y, al final, la venta de este abono no cubría los costos operativos.
- En otro caso, los grandes donantes no habían coordinado entre sus diferentes proyectos, lo que produjo un mosaico de acciones, en lugar de un plan sólido para toda la ciudad.

También se puede aprender de los proyectos de aguas servidas (ADB, 2006), en especial respecto a las necesidades y limitaciones de los usuarios, así como los requisitos de OyM de las estaciones de tratamiento.



Figura 17.3 Una estación depuradora de aguas residuales que ya no funciona en Yaoundé, Camerún (foto: Linda Strande).

17.2.1 Entender y fomentar un entorno favorable

Las mayores barreras para el avance de la cobertura de saneamiento corresponden a las instituciones, políticas y realidades de los países de ingresos medios y bajos (Lüthi *et al*, 2011a). En muchos casos, el sector público suele ser débil en cuestión de destrezas, estructuras, capacidades de planificación y procedimientos burocráticos. Además, no están siempre en pie los mecanismos para recuperar los costos de inversión, operación o manejo, lo que puede conducir a un deterioro en el servicio o el fracaso del sistema. Por lo tanto, el desarrollo de una capacidad nacional para impulsar el cambio es crucial. Esto debe incluir la construcción de capacidad y destrezas, la introducción de cambios en la cultura organizativa, el desarrollo de políticas nacionales y la provisión de recursos financieros adecuados.

Un entorno favorable (o 'ambiente favorable') es crucial para todo tipo de inversión, sea para el mejoramiento de una sola letrina pública o para un sistema de MLF en toda la ciudad (AECOM y SANDEC/EAWAG, 2010; Lüthi *et al.*, 2011a; Lüthi *et al.*, 2011b). Sin esto, los recursos destinados a lograr un cambio corren el riesgo de no ser eficaces. Una comprensión de las condiciones necesarias en un contexto particular para que el entorno sea favorable es parte de un enfoque integrado. Una vez que se entiendan estas condiciones, las medidas para cumplir con ellas deben formar una parte integral del proyecto a fin de que sea sostenible.



Figura 17.4 Los componentes de un entorno favorable (adaptado de: Lüthi *et al.*, 2011a).

A fin de entender la gran variedad de posibles influencias, las condiciones favorables son clasificadas en seis categorías (Figura 17.4; Lüthi *et al.*, 2011a): (1) el apoyo del gobierno, (2) el marco legal y regulatorio, (3) los arreglos institucionales, (4) las destrezas y capacidades, (5) los arreglos financieros y (6) la aceptación sociocultural.

Apoyo del gobierno: Las prioridades políticas contrapuestas y la consecuente falta de apoyo político explícito son frecuentemente las causas del fracaso de muchos proyectos. El apoyo favorable del gobierno incluye no solo los marcos y estrategias nacionales pertinentes, sino también la acogida de las autoridades locales.

Marco legal y regulatorio: Las normas técnicas vigentes que rigen los tipos y niveles de servicio son muy importantes. Problemas comunes incluyen la inconsistencia, la utopía o la ausencia de las normas respectivas. Otro asunto adicional en muchos países es el débil control de cumplimiento de las regulaciones existentes. Para contribuir al entorno favorable, el marco legal debe ser transparente, realista y cumplido.

Arreglos institucionales: Las instituciones públicas y privadas son partes integrales del entorno favorable y lograr un clima de cooperación es clave para la entrega de servicios de saneamiento (Capítulo 12). Esto abarca la comprensión acertada de las responsabilidades y capacidades de los actores, así como su influencia e interés en mejorar la provisión del servicio. El traslape entre los mandatos de diferentes ministerios y otras instituciones puede ser un obstáculo.

Destrezas y capacidades: El desarrollo de los expertos locales necesarios es clave y puede tardar un tiempo considerable. Es primordial identificar los vacíos (en especial a escala municipal o distrital) y luego llenarlos mediante cursos diseñados para este fin, pasantías, etc. (Capítulo 16).

Arreglos financieros: Implementar y mantener los servicios de saneamiento es costoso y requiere un entorno financiero favorable. Es necesario que los usuarios, el gobierno y las entidades privadas financien el saneamiento (Capítulo 13).

Aceptación Sociocultural: Lograr la acogida de la población depende del ajuste de cada aspecto del sistema propuesto de saneamiento lo más cercano posible a las preferencias de los usuarios. La falta de asegurar la apropiación sociocultural de una solución que se implementa es una de las razones más comunes para el fracaso de proyectos (Capítulo 15).

Si alguna de estas condiciones para un entorno favorable está ausente, es necesario crearla antes de proceder a la implementación y esto se debe analizar en las primeras fases del proceso de planificación[1].

Caso de Estudio 17.2: Dificultades para crear arreglos institucionales
(Adaptado de Lüthi *et al.*, 2009)

Cambiar la manera en que las personas se organizan con las instituciones no es fácil. Muchas veces la toma de decisiones y la selección de alternativas son influidas fuertemente por intereses económicos y la política local.

Un desafío que enfrentan los proveedores de servicio informales o casi formales al tratar con las instituciones que lideran el saneamiento (servicios públicos o privatizados), que tienen un monopolio 'de hecho', es lograr que cambien su forma convencional de hacer las cosas. Por ejemplo, en una pequeña ciudad en África Oriental, el servicio municipal lleva en su nombre 'alcantarillado' y su mayor interés era expandir la red de alcantarillado a todos los barrios planificados de la ciudad, aun si casi un 90 % de los habitantes seguían usando sus estructuras descentralizadas, como tanques sépticos y letrinas de pozo. Atrapado en la definición rígida de su mandato de alcantarillado, este servicio municipal ni pensaba tratar con los LF en el inicio. Cambiar su modo convencional de trabajo hubiera requerido un largo proceso de cabildeo con este servicio y con las entidades gubernamentales que le supervisan.

Unos años después, el gobierno superó este problema mediante una legislación nacional nueva que encargó el MLF al servicio nacional de saneamiento, en lugar de a los servicios municipales.

17.2.2 La importancia de un enfoque participativo

Imponer un plan jerárquicamente de arriba hacia abajo conduce casi siempre al fracaso, aun si aquel plan ha sido exitoso en otro lugar. Podría ser el caso de que las instituciones y las mentalidades de sus funcionarios no estén listas para esto o que les falte algunas destrezas. Por otro lado, algunos actores que se dedicaban previamente al MLF podrían quedar excluidos. En general, los sistemas preestablecidos resultan más caros que los que se diseñan específicamente para la situación local.

A fin de encontrar el sistema más apropiado y económicamente eficiente, todos los actores deben participar en el análisis de las competencias (Capítulos 15 y 16). Por ejemplo, los que vacían actualmente los LF serán las personas que más saben acerca de su recolección, aun si no gozan de un estatus legal. A veces, puede resultar difícil que los servicios públicos o las agencias gubernamentales cedan o deleguen algo de sus poderes y responsabilidades. Sin embargo, es necesario para lograr una mayor cobertura en forma económica. Es importante que el MLF sea impulsado por el gobierno o los servicios públicos, pero la inclusión de otros actores es generalmente necesaria para llenar vacíos en la provisión del servicio estatal. Las sinergias de colaboraciones públicas-privadas deben ser investigadas.

[1] Para más informaciones acerca del entorno favorable, véase las siguientes publicaciones, que pueden ser descargadas desde www.sandec.ch:
- Lüthi *et al.* 2011a. Community-led Urban Environmental Sanitation Planning (CLUES). Pp. 49-65. www.sandec.ch/clues_es
- Lüthi *et al.* 2011b. Sustainable Sanitation in Cities – a framework for action. Pp. 127-133. www.susana.org/en/resources/library/details/1019



Figura 17.5 Taller de actores en Nepal (foto: Lukas Ulrich).

A veces, el desarrollo de saneamiento está impedido o imposibilitado por las relaciones institucionales que resultan de actores que persiguen el prestigio personal en lugar del bienestar del público. Es la función de las agencias externas (donantes, consultores y ONG) reunir estos actores y demostrarles que todos pueden ganar si colaboran. Es importante resaltar la importancia de este papel de promover enfoques integrados e impulsar el cambio positivo.

Muchas instituciones y agencias pueden ser reacias a aplicar procesos participativos, aduciendo que tomarán mucho tiempo y dinero. Aunque cuestan, estos procesos generan beneficios que predominan sobre los gastos al incrementar la posibilidad de éxito.

Caso de Estudio 17.3: Planes urbanos de saneamiento en la Indonesia
(Adaptado de WSP, 2009 y 2010)

Está volviéndose más y más claro que lo problemático para el desarrollo de saneamiento urbano no es solamente una cuestión de la falta de inversión, sino también la escasez de buenos planes. Existe una conciencia creciente en todo el mundo de la necesidad de 'estrategias integradas de saneamiento en ciudades enteras' o 'planes urbanos de saneamiento', como requisito previo a la inversión correcta en el saneamiento. La India y la Indonesia, por ejemplo, han tomado grandes pasos en este sentido. Los gobiernos deben desarrollar tanto incentivos como obligaciones para que los municipios adopten estrategias comprensivas, al vincular el financiamiento a la formulación de planes urbanos de saneamiento.

El Programa de Desarrollo de Saneamiento en Indonesia (ISSDP) es una respuesta innovadora a la creciente crisis sanitaria. En lugar de financiar directamente las inversiones, se fomenta un entorno favorable para el progreso, con un énfasis en la planificación para ciudades enteras, el fortalecimiento de estrategias, la coordinación de arreglos institucionales y la concientización a todos los niveles. La colaboración entre las diferentes entidades del gobierno es fundamental para este proceso.

Mediante un proceso de planificación, ISSDP ha pretendido enfrentar directamente las deficiencias en los servicios de saneamiento urbano, en especial la mala coordinación entre agencias, una historia de inversiones improvisadas que fueron impulsadas por los proveedores y una insuficiente base de información para la toma de decisiones. De esta manera, se evita la tendencia de aplicar planes preestablecidos en el desarrollo de infraestructura, los que tratan a una ciudad como una hoja en blanco donde se debe imponer servicios nuevos desde cero. En cambio, ahora se parte de un análisis de lo que ya existe y cómo se le podría mejorar en pasos progresivos, el momento en que se disponga de fondos y la capacidad del municipio se desarrolle. Se procura realzar sinergias entre los actores claves, desarrollar el saneamiento en toda la ciudad y crear oportunidades e incentivos para las iniciativas privadas. Por último, el plan general se divide en planes de acción anuales que podrán implementarse en los diferentes años fiscales.

El proceso es dirigido por un **grupo de trabajo en saneamiento** de toda la ciudad, con el apoyo de los líderes municipales y compuesto por miembros de las agencias municipales, los actores privados, ONG y grupos comunitarios, además de contar con un facilitador a tiempo completo. Este grupo de trabajo no duplica las funciones de agencias existentes, sino que contribuye a coordinar a los actores en la aceleración de la planificación del saneamiento. Los principales desafíos consisten en institucionalizar el grupo y lograr una apropiación local del proceso de planificación, frente a la posible expectativa que los consultores financiados por el donante harían todo. Siempre existe el riesgo que las oficinas matrices de sus organizaciones (que controlan el personal y el presupuesto) adopten una política de seguir con lo convencional a pesar de los planes que se desarrollen.

El plan está ayudando a elevar el perfil del saneamiento entre los actores urbanos y de la necesidad de llenar el vacío entre los proyectos enormes que son financiados desde sus inicios (pero a veces no son bien coordinados) y los pequeños proyectos comunitarios que no logran el impacto deseado.



Figura 17.6 Calle estrecha en la Indonesia (foto: Maren Heuvels).

17.3 PROPUESTA DE UN ENFOQUE DE PLANIFICACIÓN Y UN MARCO LÓGICO

Para que se aplique un enfoque participativo e integrado, debe estar incorporado en el diseño inicial del proyecto (p.ej., propuestas, términos de referencia, etc.). ADB (2006) ofrece un ejemplo de términos de referencia integrados para ayudar en la preparación de proyectos. Tiempo y dinero deben asignarse para las actividades para la integración de los actores y, por lo tanto, se debe contemplar la contratación de consultores sociales. También implica una planificación cuidadosa de las actividades a fin de permitir una coordinación eficaz entre los diferentes consultores. La falta de esta coordinación es frecuentemente una de las mayores falencias de los proyectos de los grandes donantes, en los cuales diferentes componentes son financiados por diferentes entidades. Por esta razón, es importante consensuar entre los actores desde el inicio un plan de actividades y un cronograma que sean muy claros.

A fin de apoyar el diseño de un proyecto de MLF, se propone una base para un marco lógico, con la estructuración de actividades y resultados en el tiempo (Tabla 17.2, con las fases de un proyecto y las secciones correspondientes de este libro). Este marco incluye las actividades participativas que se propuso en la Sección 15.5 y los hitos de participación descritos en la Sección 16.5. Ahí, se presentan juntas las diferentes actividades, las fases 'tradicionales' de proyectos y las fases de reconocidos enfoques participativos como son CLUES y Saneamiento21 (Lüthi *et al.*, 2011a; Parkinson *et al.*, 2013; Caso de Estudio 17.5). Las fases 'tradicionales' de proyectos (estudio exploratorio, estudios preliminares, estudios de factibilidad, desarrollo de un proyecto detallado, implementación y monitoreo y evaluación) y las fases del enfoque participativo de planificación (lanzamiento del proceso de planificación, evaluación detallada de la situación actual y las prioridades de los usuarios, identificación de las alternativas de servicio, desarrollo de un Plan de Acción y la implementación de ese plan) siguen lógicas diferentes pero complementarias, con pasos ligeramente diferentes. Son comparados uno junto al otro en la Tabla 17.2, que describe brevemente los componentes principales del Marco de Planificación de MLF de la A a la Z (Tabla 17.1), junto con los principales resultados esperados.

En las siguientes secciones, se explica el marco lógico en relación con las fases 'tradicionales' de proyectos. Algunas de las actividades pueden ser llevadas a cabo en paralelo o en un orden diferente de lo que se indica, según el contexto local.



Figura 17.7 Calle estrecha en Raipur, India (foto: Philippe Reymond).

Tabla 17.2 Las fases de un proyecto y las etapas de un proceso participativo de planificación de un sistema de manejo de lodos fecales

Fases de un proyecto	Descripción de la fase	Principales resultados - Agenda	Etapas participativas: CLUES	Etapas participativas: SAN21
Estudio exploratorio	Primer contacto con el lugar. Principales objetivos: identificar los actores, conocer la situación e identificar los facilitadores.	Informe inicial	Ignición del proceso	ETAPA 1: Grupo de trabajo en saneamiento de la ciudad
Estudios preliminares	Los estudios preliminares consisten en una evaluación detallada del contexto local.	Taller del lanzamiento inicial Informe de los Estudios Preliminares	Lanzamiento del proceso de planificación Evaluación detallada de la situación actual	ETAPA 2: Entender el contexto existente
Estudio de factibilidad	El estudio de factibilidad consiste en un análisis detallado de la situación, que lleva a escenarios de sistemas. Al final, los resultados son devueltos a los actores y validados formalmente.	Taller de validación de las alternativas seleccionadas Informe del estudio de factibilidad	Identificación de las alternativas de servicio	ETAPA 3: Identificación de soluciones viables
Desarrollo detallado del proyecto	La finalidad de esta fase es determinar los modos de implementación del escenario que se ha validado. Termina con un taller para exponer y validar estos modos.	Taller para presentar el Plan de Acción **Documento detallado del proyecto**	Desarrollo del Plan de Acción	ETAPA 4: Elaboración del Plan Estratégico
Implementación	Esta es la fase de implementación, la queculmina en la entrega oficial de un sistema funcional.	Ceremonia de inauguración oficial	Implementación del Plan de Acción	ETAPA 5: Preparar para implementar
Monitoreo y **evaluación**	Se realiza seguimiento del sistema para asegurar su sostenibilidad.			

Caso de Estudio 17.4: Vínculos con los enfoques de planificación CLUES y Saneamiento21

La planificación de MLF forma parte del marco más amplio de la planificación de saneamiento ambiental, la que incluye un análisis del manejo de aguas servidas, aguas de escorrentía y desechos sólidos en toda una ciudad. Las proporciones de LF y aguas servidas varían de una ciudad a otra. En la África Occidental, por ejemplo, la planificación de saneamiento se inclina claramente hacía el MLF.

Se han desarrollado algunos enfoques para ayudar a los planificadores a determinar las estrategias de manejo que sean las más apropiadas (McConville *et al.*, 2011). Estas varían en sus escalas espaciales, desde hogares individuales hasta comunidades y ciudades enteras (Figura 17.8), así como sus puntos de partida (de abajo hacia arriba o de arriba hacia abajo). Tales distinciones ayudan a los líderes del proceso a simplificar y organizar su trabajo al desmenuzar el proceso en el espacio y el tiempo. Se debe tratar con cada sección de la ciudad por separado, al mismo tiempo que se dialoga con las autoridades municipales. Las metodologías correspondientes pueden ser aplicadas para cada componente. Luego, las diferentes piezas del rompecabezas se juntan para formar un sistema de MLF para toda la ciudad.

El modelo de planificación que se propone en el presente libro engloba el sistema entero y procura vincular el MLF con diferentes enfoques, como Saneamiento21 ("Saneamiento para el Siglo 21"; Parkinson *et al.*, 2013) y CLUES ("Saneamiento Ambiental Urbano Dirigido por la Comunidad"; Lüthi *et al.*, 2011a). Los marcos de planificación de Saneamiento21 y la Estrategia para Saneamiento en Ciudades de WSP (2010) están orientados a ciudades enteras. Las pautas de CLUES, desarrolladas por EAWAG/SANDEC, son complementarias y enfocan la planificación en las comunidades (Figura 17.8).

La planificación de MLF reúne los dos niveles, puesto que el manejo tiene que organizarse para toda la ciudad, pero con una estrecha relación con los usuarios, incluyendo los habitantes, los transportistas de LF y los que utilizan los productos finales. La metodología de CLUES es apta para evaluar las prioridades en ciudades medianas y en zonas de bajos ingresos. Tendría que ser adaptada en casos que los actores sean demasiado numerosos para ser considerados individualmente y tendrían que organizarse en asociaciones, como es el caso en la mayoría de las ciudades grandes y los distritos dentro de estas. En estas circunstancias, Saneamiento21 puede orientar la manera de plasmar las prioridades de los usuarios en toda una ciudad, al mismo tiempo que se aborda el tema con las autoridades municipales.

En el MLF, los transportistas de lodos y los usuarios de los productos finales se encuentran en los puntos de contacto entre estos dos niveles. En este caso, armar un punto de contacto administrativo significa organizar a estos grupos y darles una voz en la toma de decisiones. En paralelo, los mecanismos financieros enlazan todo el sistema.

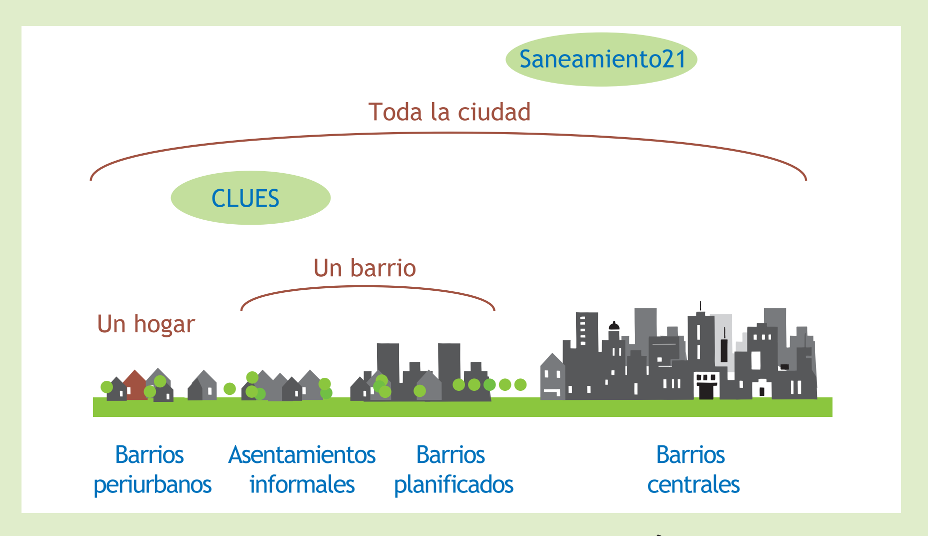


Figura 17.8 Diferentes contextos para la planificación (figura: Eawag-Sandec).

Planificación

17.3.1 Estudios exploratorios y preliminares

El estudio exploratorio es generalmente muy corto, por ejemplo dos semanas, y debe enfocarse en el establecimiento de líneas de comunicación con los posibles socios (incluyendo las autoridades), un primer inventario de los actores y una evaluación preliminar de la situación actual (Capítulo 14). Los líderes del proceso deben salir al campo, caminar transectos (Sección 16.4) y visitar los sitios de descarga. Es importante tratar de escuchar las opiniones de tantos actores como sea posible. También, es fundamental identificar buenos facilitadores para las siguientes fases del proyecto entre las personas que conocen la situación y pueden fácilmente dialogar con los diferentes actores.

Los estudios preliminares deben comenzar con la identificación y caracterización preliminar de los actores (Secciones 15.3, 15.4 y 15.5.1), además de las relaciones entre ellos. Se recomienda invitar a todos ellos al taller de lanzamiento del proceso (Sección 16.5), para que todos puedan desarrollar un entendimiento común sobre la situación en el área del proyecto, así como concordar el proceso para resolver estos problemas (Gutterer *et al.*, 2009; Lüthi *et al.*, 2011a). Este entendimiento común es sumamente importante y nunca se debe suponer que está logrado. La experiencia ha demostrado que, en general, la situación real es desconocida por muchos de los actores, en especial las autoridades locales. Por esta razón, se recomienda una salida al campo con todos los actores, como parte del taller, a fin de concientizarlos.

Los representantes de los gobiernos y servicios públicos deben participar en el taller de lanzamiento, para evitar posibles conflictos con políticas, decretos y regulaciones existentes. También, podrán ayudar a aclarar el apoyo y las destrezas que dispone el municipio, el distrito o la nación (Lüthi *et al.*, 2011). Este taller también debe abarcar las siguientes metas (Gutterer *et al.*, 2009):

- Crear conciencia entre las autoridades acerca de los asuntos legales, recursos y respaldos institucionales que son necesarios;
- Desarrollar un entorno favorable y lograr que los diferentes actores ofrezcan sus competencias; e
- Iniciar un proceso para reunir los recursos humanos y financieros en los diferentes ámbitos del gobierno.

Una vez que todos los actores conocen la realidad sanitaria actual y los objetivos del proyecto, será mucho más fácil recopilar información en los estudios preliminares y de factibilidad. Muchas veces, no es fácil acceder a los datos, en especial donde “la información es poder”, por lo tanto, es fundamental hacer contactos claves y construir una confianza mediante la transparencia.

El Capítulo 14 describe las maneras de llevar a cabo una evaluación detallada de la situación actual. Los resultados deben incluir un análisis cabal de los actores, los datos de línea de base, el entorno favorable (Sección 17.2.1) y la provisión actual del servicio (Lüthi *et al.*, 2011a). También, es primordial seleccionar los posibles modos organizativos (Capítulo 12) y los posibles sitios de tratamiento (Sección 14.4), puesto el rango de opciones podría influir sobre la selección de tecnologías, lo que se ilustra en el Esquema de Selección de Tecnologías (Figura 17.10). La evaluación debe basarse en un proceso participativo (mediante entrevistas semiestructuradas, reuniones de grupos focales o encuestas en hogares; Sección 16.4), porque cada actor tiene experiencias y conocimientos específicos sobre la situación. También, tienen sus propios intereses y necesidades que deben ser tomados en cuenta (Sección 15.4).

Al final de esta fase, los líderes del proceso deben tener una clara idea de las alternativas que sean factibles y los actores que sean claves. El presente libro propone una metodología iterativa para identificar, seleccionar y caracterizar a los actores pertinentes (Sección 15.5). Es importante aplicar un enfoque sistemático a fin de identificar cualquier amenaza u oportunidad y evaluar la influencia e interés de los actores en el proyecto, en especial los que estén vinculados a posibles arreglos gerenciales o institucionales. Este enfoque puede evitar muchos problemas en las etapas posteriores del proyecto.

17.3.2 Estudio de factibilidad

El principal resultado del estudio de factibilidad es la identificación de las alternativas técnicas que sean viables. Esta fase se inicia con la cuantificación y caracterización de los lodos (Capítulo 2), como requisito para la selección y diseño de las alternativas técnicas (Sección 17.4). Las cantidades y características de los lodos varían de ciudad en ciudad; su estudio requiere tiempo y debe planificarse debidamente. Al mismo tiempo, se debe identificar y caracterizar los posibles sitios de tratamiento (Sección 14.4), ya que puede influir en la viabilidad de las diferentes alternativas técnicas.

La información recopilada hasta este punto permite preseleccionar y analizar a fondo las alternativas técnicas, organizativas y financieras, con la participación activa de los actores. Es fundamental reconocer que en la planificación del MLF es preferible combinar las tecnologías y no depender de una sola (Sección 17.4.1). Cada aspecto influye en los demás y, asimismo, es influido por estos. Cada escenario debe ser evaluado según los siguientes detalles:

- Requisitos de las combinaciones de tecnologías, así como sus ventajas, desventajas y OyM (Capítulos 4 a 11);
- Marco gerencial e institucional, responsabilidades, arreglos contractuales (Capítulo 12 y Sección 16.6);
- Costos de inversión y operación, mecanismos financieros y presupuesto estimado (Capítulo 13);
- Necesidades de capacitación (Sección 16.5.3); y
- Evaluación del impacto ambiental (frecuentemente exigida por ley).

Cada escenario debe ser analizado con las condiciones del entorno favorable en mente (17.2.1). Si un aspecto del escenario no cuadra, debe ser adaptado o se debe realizar actividades para crear las condiciones faltantes. En particular, se debe procurar el apoyo de las autoridades, planificar la capacitación en las destrezas necesarias y asegurar la sostenibilidad financiera del sistema. Asimismo, se debe evaluar las fortalezas, limitaciones e implicaciones de los sistemas preseleccionados.

Es esencial integrar los actores claves en la evaluación (Capítulo 16), ya que ellos se encargarán de las responsabilidades del sistema. De igual manera, se debe informar correctamente a todos los actores del avance del proyecto. El acuerdo alcanzado entre los actores debe basarse en una comprensión de las implicaciones gerenciales y financieras de los sistemas seleccionados.

Al final de esta fase, se recomienda organizar un **taller de validación** con todos los actores claves, a fin de presentar y validar **pública y oficialmente** las decisiones tomadas. Cualquier desacuerdo entre los actores influyentes e importantes debe aclararse **antes** del taller público.

El informe del estudio de factibilidad debe indicar claramente quiénes serán los actores claves para la siguiente fase. Por esta razón, se recomienda reevaluar, en este punto, los intereses e influencias de los actores claves según las alternativas validadas. Se propone una categorización de los actores en la Sección 15.4.3, a fin de estructurar las necesidades de participación en la planificación de las acciones.

17.3.3 Desarrollo de un proyecto detallado – el Plan de Acción

Basado en las alternativas validadas en la fase anterior, se puede desarrollar un Documento Detallado del Proyecto o Plan de Acción. Este documento debe incluir lo siguiente:

- El diseño detallado de la ETLF;
- La determinación detallada de responsabilidades en el nuevo sistema, junto con sus respectivos términos de referencia;
- El plan de OyM, con una asignación clara de costos, responsabilidades y necesidades de capacitación;
- Los acuerdos entre los actores para asegurar mecanismos financieros e institucionales;
- La estrategia para el control de cumplimiento, incluyendo la frecuencia de revisión, los modos y las sanciones a aplicarse;

- Las necesidades de creación de trabajo;
- El proceso de ofertas y contrataciones;
- La estrategia de monitoreo y evaluación de la fase de implementación;
- El cronograma de la implementación, con sus distintas fases; y
- El presupuesto detallado para la implementación.

Una OyM deficiente es frecuentemente la causa de fracasos en los proyectos de desarrollo y, por lo tanto, el respectivo plan es especialmente fundamental (Capítulo 11). Este debe incluir (Lüthi *et al.*, 2011a): (1) las tareas de OyM, incluyendo inspecciones y mantenimientos rutinarios, mantenimientos periódicos y reparaciones urgentes; (2) las tareas administrativas, incluyendo contabilidad, cobro de tarifas, presupuestos anuales, pagos a los empleados y la manera de tratar con las quejas; (3) los procedimientos de los informes; (4) las responsabilidades de todas las partes involucradas; y (5) las actividades de capacitación para las personas responsables. Se debe reevaluar la lista de los actores claves según esta determinación de las responsabilidades (Sección 15.5.4).

El Documento Detallado del Proyecto (Plan de Acción) debe ser presentado, analizado y validado en un taller con todos los actores claves. Varios talleres pueden ser necesarios para lograr un consenso.

17.3.4 Implementación

Esta fase se centra principalmente en plasmar el Plan de Acción en paquetes de trabajo que se contratan para implementar el sistema de MLF (Capítulo 11). Varios arreglos son aplicables en esta construcción y el más común es la contratación de compañías privadas a través de procedimientos de licitación.

En paralelo, se debe organizar los actores según el Plan de Acción. En caso de que sea necesario, se debe adaptar el marco legal y regulatorio. Según las necesidades que fueron identificadas, se debe brindar capacitación para una transferencia eficiente de las responsabilidades (Sección 16.5.3). Se debe informar debidamente al público del nuevo sistema de MLF y las mejoras que su municipio está realizando. Esto incrementará la apropiación del proyecto y la concientización del público y de las autoridades. Antes de la inauguración de la ETLF, las fortalezas, debilidades y necesidades de capacitación de los actores claves deben ser reevaluadas (Sección 15.5.5). En este punto, todavía hay tiempo para organizar capacitación adicional y adaptar la estrategia de capacitación.

Luego de finalizar la construcción, el sistema entero (infraestructura y actores) requiere una fase de puesta en marcha para su debida aclimatación (Capítulo 11), la que debe durar hasta que la ETLF alcance su equilibrio y rendimiento esperado. Por ejemplo, con lechos de secado con plantas, la aclimatación de las plantas es delicada y no debe descuidarse (Capítulo 8). Además, los actores también requieren un tiempo para acostumbrarse a sus nuevas responsabilidades y sin duda se tendrá que hacer algunos ajustes en los primeros meses. Por estas razones, el apoyo del equipo del proyecto es esencial al inicio de la fase de operación.

Al fin, una ceremonia de inauguración puede ser organizada. Esta puede crear más interés y concientización en el público, además de tener una influencia positiva sobre los responsables de decisiones (Lüthi *et al.*, 2011a).

17.3.5 Monitoreo y evaluación

Todo sistema de MLF debe ser monitoreado y evaluado (Capítulo 11 y Figura 17.9). Muchos proyectos de desarrollo han fracasado porque no había seguimiento luego de entrar en funcionamiento. Se debe monitorear la estabilidad de las unidades de tratamiento, la satisfacción de los actores, el funcionamiento del esquema organizativo, la recuperación de costos y las sostenibilidad de los mecanismos financieros. Es probable que se tenga que ajustar algunas cosas luego de entrar en operación.



Figura 17.9 Muestreo en campo en Egipto con un laboratorio portátil (foto: Philippe Reymond).

El monitoreo es necesario durante todo el año, en especial en el caso de una ETLF. El calor y la lluvia pueden influir en el rendimiento positiva o negativamente. También, la cantidad y características de los lodos varían de una época del año a otra, en especial entre la época seca y la lluviosa (Capítulo 2). Además, esto puede influenciar a toda la cadena de servicio, ya que la demanda para servicios de vaciado también cambia.

Por último, la difusión de los aprendizajes logrados es importante para el desarrollo del MLF.

17.4 SELECCIÓN DE LAS OPCIONES TÉCNICAS MÁS APROPIADAS PARA EL CONTEXTO

Establecer un sistema de MLF no es solo cuestión de elegir una sola opción tecnológica, sino más bien una combinación de servicios que garantice la recolección, transporte, tratamiento y disposición o uso final, todos apropiados y de manera que asegure la satisfacción de los habitantes, una cobertura amplia y la recuperación de los costos. En el presente libro, se propone un enfoque eliminatorio para seleccionar estas tecnologías, a partir de ciertos criterios y unos parámetros cruciales correspondientes. Este enfoque es específico para cada contexto y se centra en el uso final de los productos de tratamiento.

17.4.1 Combinación de servicios

Una buena selección de una combinación de servicios tendrá todas las razones de triunfar luego de una evaluación cabal de la situación inicial (Capítulo 14), los modos de organización que sean factibles (Capítulo 12), posibles arreglos financieros (Capítulo 13), los sitios existentes (Sección 14.4), los actores (Capítulo 15) y su integración (Capítulo 16).

Tabla 17.3 Criterios para la selección de las alternativas de tratamiento

Rendimiento del tratamiento	Contexto local	Requisitos de OyM	Costos
- Que la calidad de los lodos y efluentes tratados sea acorde con las normas nacionales.	- Características de los lodos (dilución, grado de digestión, capacidad de esparcirse y desaguarse). - Cantidad y frecuencia de descarga de lodos en la ETLF. - Clima. - Disponibilidad y costo del terreno. - Que haya interés en el uso de los productos finales (fertilizante, forraje, biogás, compost, combustible).	- Que las destrezas necesarias para la operación, mantenimiento y monitoreo estén disponibles localmente. - Que los repuestos estén disponibles en el lugar.	- Que los costos de inversión estén cubiertos (terreno, infraestructura, personal, capacitación). - Que los costos de OyM estén cubiertos. - Que los habitantes puedan pagar por el servicio.

La selección de una combinación de servicios está influenciada por factores que incluyen: el tipo de estructuras descentralizadas de saneamiento (letrinas de pozo, tanques sépticos, etc.; Tilley *et al.*, 2014); las cantidades y características de los lodos (Capítulo 2); la pluviosidad (cantidad, distribución a través del año); los proveedores de servicio en MLF que existen en el lugar; y el marco institucional.

La evaluación de las capacidades y vacíos existentes es crucial. Al final de cuentas, el éxito de un plan de MLF depende en gran medida de:

- la **capacidad** de los actores para **hacer cumplir los mecanismos financieros** que se hayan planificado, los que permiten la recuperación de los costos en la ETLF; y
- la **capacidad** de los actores de **operar y mantener la ETLF**.

Al final, solo un enfoque integrado puede garantizar que estas capacidades estén presentes.

17.4.2 Criterios para seleccionar las opciones de tratamiento

Un sistema de MLF debe ser eficiente y flexible, con capacidad de: funcionar normalmente; adaptar a la cantidad, frecuencia y características de los lodos y las variaciones en el clima; generar productos finales que son seguros para usar; garantizar que los costos de inversión y OyM sean aceptables; y contar con empleados que cuentan con las destrezas necesarias (adaptado de Klingel *et al.*, 2002). Las opciones del uso final y recuperación de recursos (Capítulo 10) deben ser promovidas donde se haya observado demanda. De esta manera, se evita la descarga descontrolada de los productos finales en el ambiente y se maximiza la recuperación productiva de los nutrientes. La consideración de los usos finales durante el diseño de las tecnologías de tratamiento ayuda a asegurar que la infraestructura no esté ni sobredimensionada ni subdimensionada y así lograr el grado apropiado de tratamiento.

Se proponen once criterios para la selección de una combinación de tecnologías, divididos en cuatro categorías: rendimiento del tratamiento, contexto local, requisitos de OyM y costos (Tabla 17.3). Sirven como pautas y, si alguno no esté cumplido o no fue tomado en cuenta durante la planificación, se debe contemplar una revisión, puesto que esto podría reducir la sostenibilidad del proyecto.

17.4.3 Esquema de selección de tecnologías

El enfoque integrado del presente libro resalta la importancia de evaluar la situación inicial y las realidades financieras, organizativas y de OyM, así como las características de los sitios disponibles para el tratamiento, al seleccionar tecnologías que sean adecuadas para el contexto. El Esquema para la Selección de Tecnologías (Figura 17.10 y Caso de Estudio 17.6) toma en cuenta las prácticas existentes, las prioridades de los usuarios y el entorno favorable como bases para una elección. Una vez completa la evaluación, se puede aplicar este enfoque eliminatorio a partir de ciertos factores decisivos técnicos y cualitativos. Luego, los líderes del proceso deben confirmar que las alternativas seleccionadas se ajusten con las destrezas disponibles, las realidades financieras y organizativas y las características de los posibles sitios para el tratamiento. Si no se ajustan, la selección debe ser modificada hasta lograr una combinación adecuada. Por lo tanto, es un proceso iterativo, que se realiza una y otra vez, acercándose cada vez más a la meta, ligado a los diferentes capítulos del presente libro.

Este proceso de selección puede demorar un cierto tiempo, ya que determinar los sitios adecuados para el tratamiento y el esquema de manejo y OyM, en forma participativa con los actores, involucra algunas tareas difíciles. Sin embargo, como se ha analizado en los diferentes casos de estudio, estas tareas deben completarse antes de tomar la decisión final sobre las alternativas técnicas, ya que establecer el esquema de gestión después de construir la infraestructura ocasionaría el fracaso de la ETLF.

La demanda para los productos finales también es resaltada en este esquema. La venta de estos productos puede ser importante en el balance financiero del sistema, aunque no necesariamente (Capítulo 13), pero incrementa la disposición segura del material y la motivación de los operadores de la ETLF a realizar servicios de alta calidad y, por lo menos, contrarresta los costos de disposición. Sin embargo, la demanda de los productos es una cosa y satisfacerla en la realidad es otra (Murray *et al.*, 2010). En muchos casos, se olvida que el mercadeo de un producto y su oferta al público tienen un costo y, aun si los usuarios desean el producto, pueden no estar dispuestos o capaces de pagar este costo. Por esta razón, la distribución y logística de los productos finales es una consideración muy importante.

Recuadro 17.2: ¿Cómo usar el Esquema para la Selección de Tecnologías (Figura 17.10)?

Este enfoque eliminatorio para seleccionar los métodos para tratar los lodos es representado en la Figura 17. 10. Las alternativas técnicas están presentadas en azul y los productos finales en verde, con nuevas opciones alentadoras pero aun no muy validadas en tonos claros de los mismos colores. Para claridad, se representan solamente las decisiones técnicas claves y los flujos diferentes de los lodos (p.ej., efluentes o energía) no aparecen. Los factores de decisión son cualitativos, no cuantitativos, ya que no existen niveles críticos bien definidos. (Existe más información acerca de las tecnologías de tratamiento en el Capítulo 5.)

Las tecnologías están clasificadas según su función, dentro de cada proceso de tratamiento:

1 Separación de líquidos y sólidos (decantación);

2 Estabilización;

3 Desaguado y secado; y

4 Reducción de patógenos.

Si una tecnología tiene dos funciones, está colocada entre las subsecciones correspondientes del esquema. Las tecnologías que pueden combinarse son conectadas con flechas que indican la transferencia de lodos.

Se estudian los factores de decisión durante la evaluación detallada de la situación inicial (Capítulo 14). El principal factor es la cantidad y calidad de los lodos (Capítulo 2). La tendencia de desaguarse de los lodos es crucial para los parámetros intrínsecos (concentración, grado de digestión) o externos (patrones de lluvia; Capítulos 3 y 5 a 9). Esto determina si un paso previo de decantación es necesario y, en tal caso, se debe considerar digestores, tanques de sedimentación y espesamiento o reactores anaeróbicos con deflectores (ABR), que pueden aplicarse de manera descentralizada.

La capacidad de esparcirse de los lodos y la cantidad de lluvia en el lugar son parámetros claves para decidir entre los lechos de secado con plantas o sin plantas. Los lechos de secado con plantas son preferibles en los lugares con periodos de intensa lluvia, ya que el tiempo de retención de los lodos es mucho mayor. Por otro lado, si los lodos son demasiado espesos para esparcirse en los lechos de secado con plantas, sería preferible usar lechos de secado sin plantas.

Lodos secos, lodos convertidos en humus, plantas, biogás y compost son posibles productos finales (Capítulo 10). El biogás puede ser producido si se dispone de los lodos frescos o que no se hayan estabilizado completamente y si la temperatura ambiental esté suficientemente alta. Si se dispone de desechos orgánicos clasificados (p.ej., de mercados), puede ser posible agregarlos a un reactor de biogás o al co-compostaje.

La selección de las alternativas puede ser un proceso iterativo que continúa hasta que cumpla la combinación de tecnologías con las exigencias del contexto local.

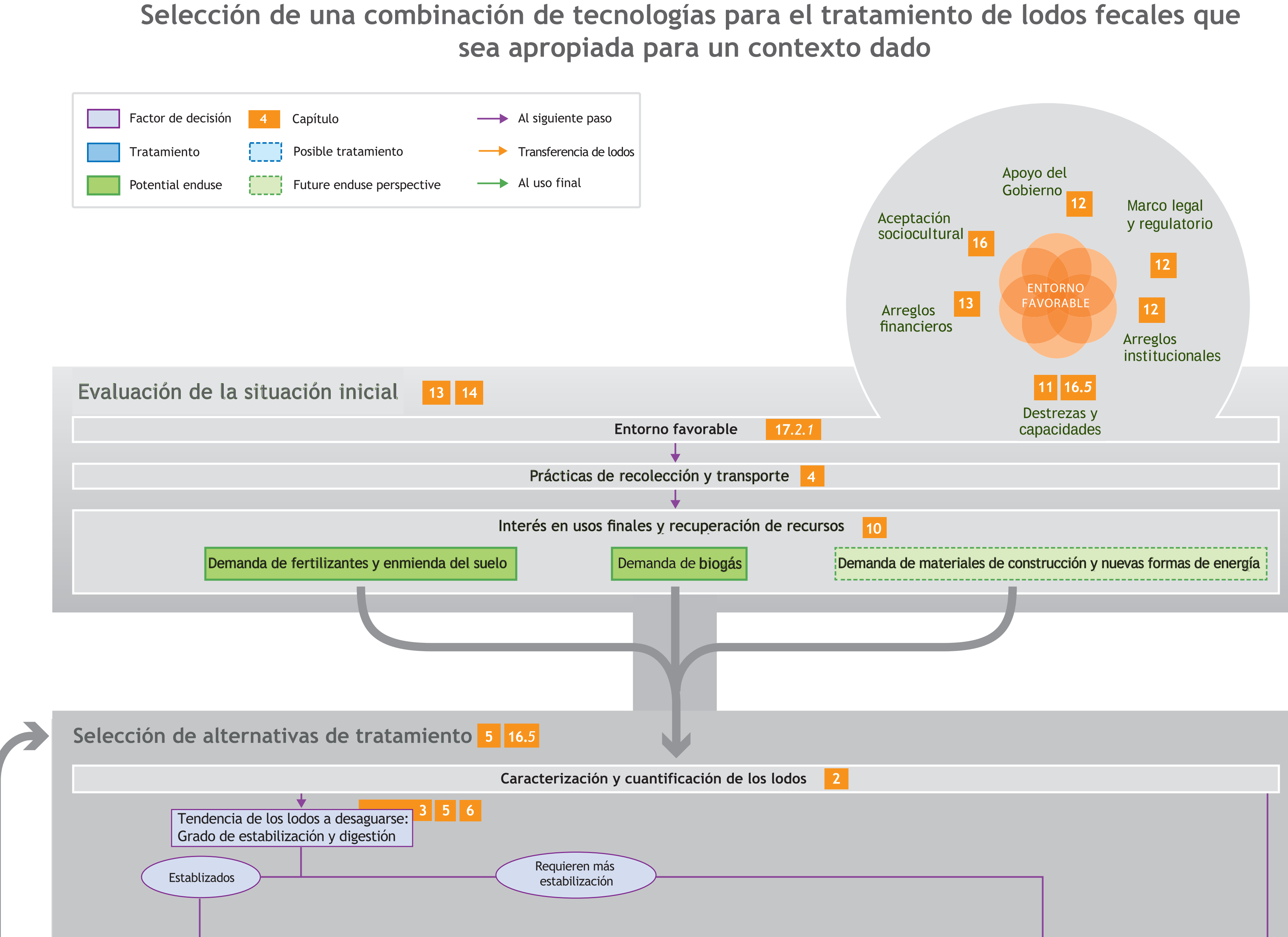
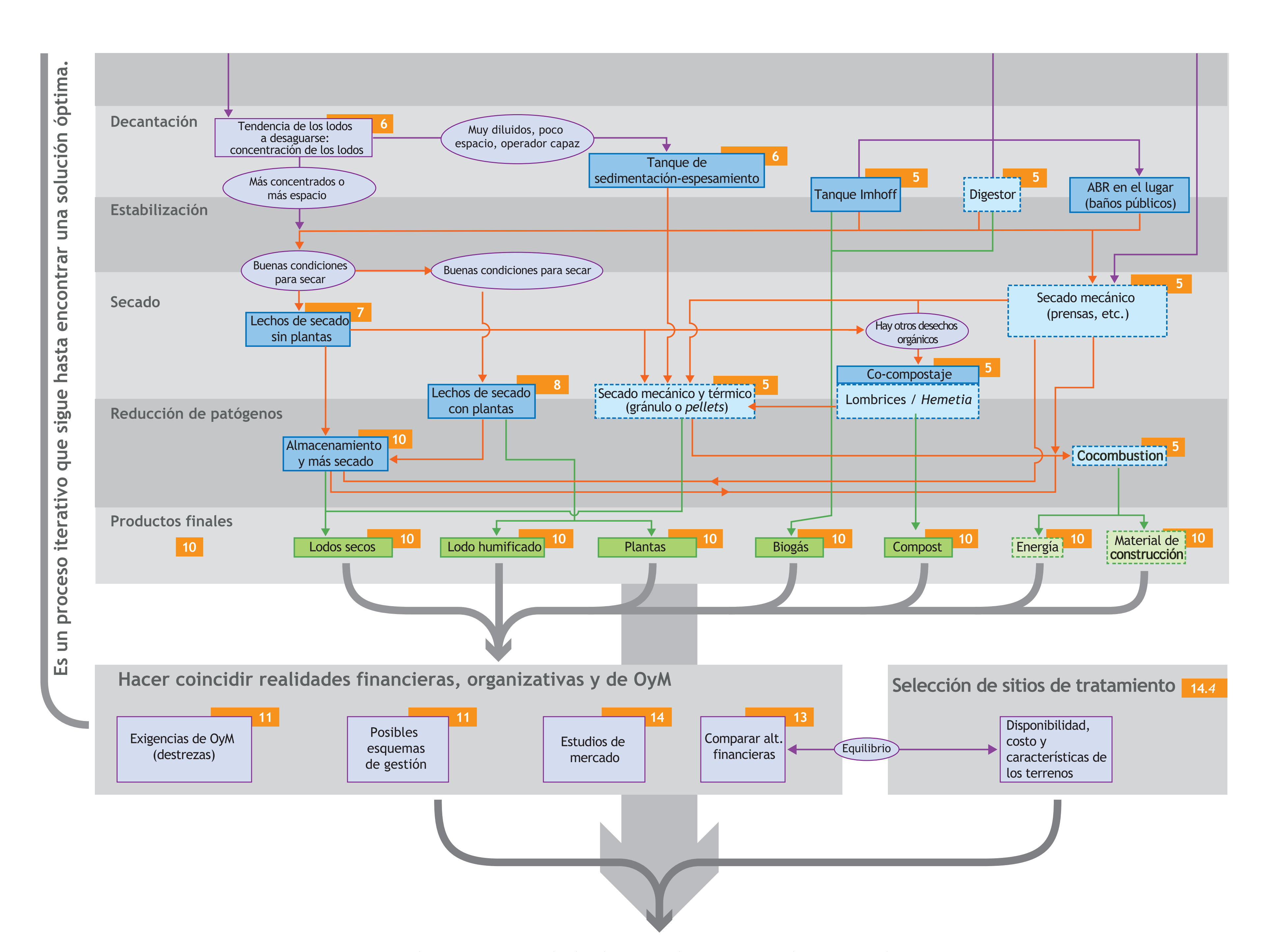


Figura 17.10 Esquema de Selección de Tecnologías



Es un proceso iterativo que sigue hasta encontrar una solución óptima.
Decantación
Estabilización
Secado
Reducción de patógenos
Productos finales
10
Tendencia de los lodos a desaguarse: concentración de los lodos
6
Muy diluidos, poco espacio, operador capaz
Tanque de sedimentación-espesamiento
6
Tanque Imhoff
5
Digestor
5
ABR en el lugar (baños públicos)
5
Más concentrados o más espacio
Buenas condiciones para secar
Buenas condiciones para secar
Secado mecánico (prensas, etc.)
5
Lechos de secado sin plantas
7
Hay otros desechos orgánicos
Co-compostaje
5
Lombrices / Hemetia
Lechos de secado con plantas
8
Secado mecánico y térmico (gránulo o pellets)
5
Almacenamiento y más secado
10
Cocombustion
5
Lodos secos
10
Lodo humificado
10
Plantas
10
Biogás
10
Compost
10
Energía
10
Material de construcción
10
Hacer coincidir realidades financieras, organizativas y de OyM
Exigencias de OyM (destrezas)
11
Posibles esquemas de gestión
11
Estudios de mercado
14
Comparar alt. financieras
13
Equilibrio
Selección de sitios de tratamiento
14.4
Disponibilidad, costo y características de los terrenos
Selección final de la combinación de tecnologías

17.4.4 Propuesta para un sistema de saneamiento

La comunicación de los resultados de la selección de tecnologías en forma clara y sistemática es clave para el análisis de las propuestas con los actores del proyecto. El Compendio de Sistemas y Tecnologías de Saneamiento (Tilley *et al.*, 2014) ofrece una manera clara y fácil de leer para mostrar la cadena de servicio, desde el tipo de inodoro que se utiliza hasta las alternativas de uso o disposición final. Esta cadena está dividida en cinco secciones: (1) interfaz del usuario; (2) contención, posible tratamiento y recolección; (3) transporte; (4) tratamiento (semi) centralizado; y (5) uso o disposición. Cada alternativa existente o potencial está representada en su respectivo grupo funcional y se conecta con el siguiente paso mediante flechas, junto con los insumos y productos.

El Recuadro 17.3 ofrece un ejemplo de una manera de presentar una propuesta de un sistema de MLF.

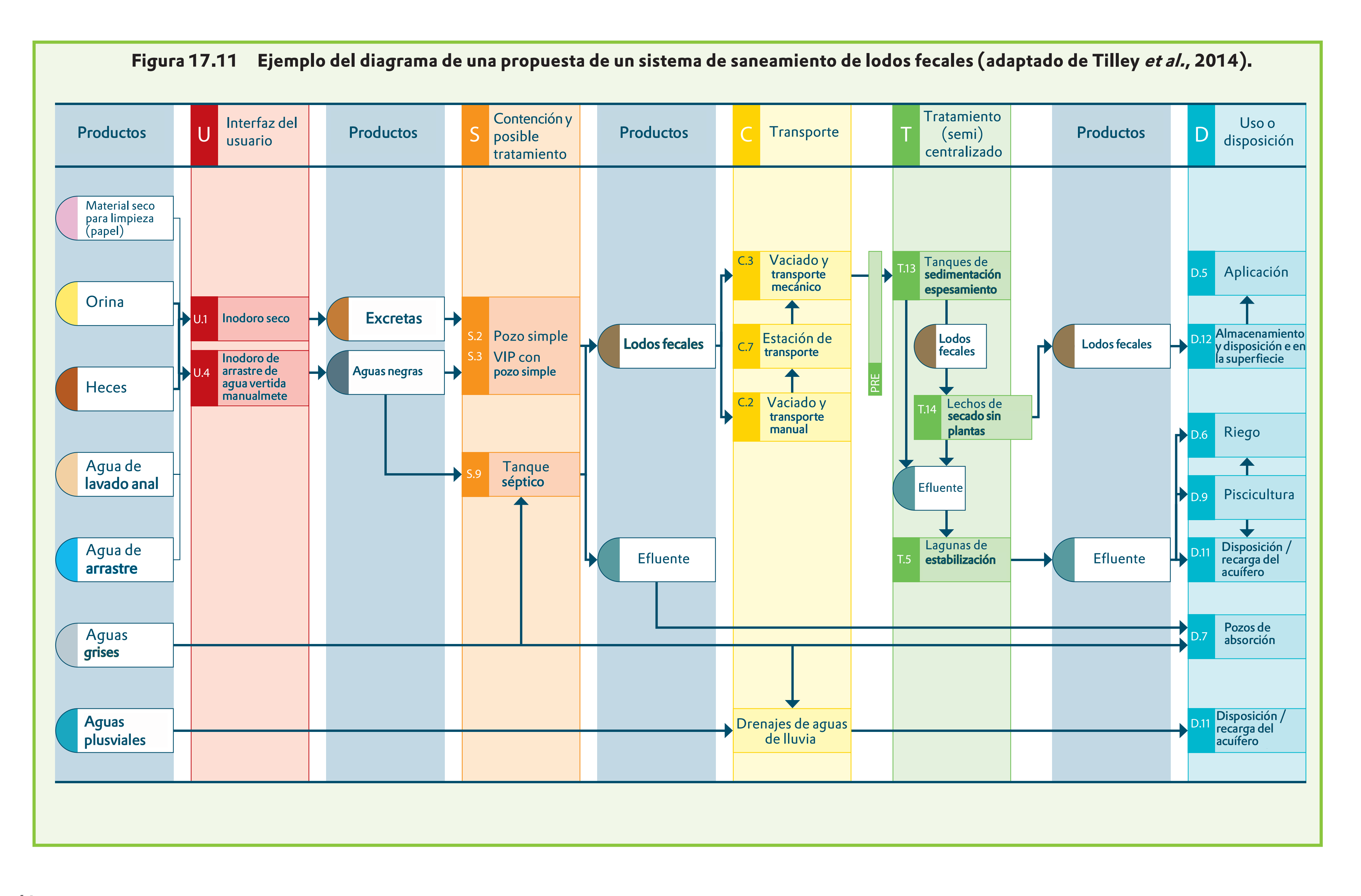
Recuadro 17.3: Un ejemplo del diagrama para proponer un sistema de saneamiento

El estudio de factibilidad para la implementación de un nuevo plan de MLF está realizándose en una ciudad Subsahariana de África. La evaluación de la situación inicial (Capítulo 14) indicó que la población utiliza principalmente letrinas de un solo pozo o del tipo VIP (que es mejorada y ventilada) con inodoros secos o sanitarios de sello hidráulico en los cuales se echa el agua manualmente, según el entorno cultural. Algunas de las familias más prósperas y los edificios administrativos o comerciales tienen inodoros convencionales de arrastre de agua y tanques sépticos. Las aguas grises son dispuestas por separado en canales abiertos o pozos de absorción, junto con el efluente de los tanques sépticos. Los proveedores de servicio mecánico vacían los pozos, pero algunos barrios son inaccesibles para los vehículos motorizados y sus LF son retirados manualmente.

El Grupo de Trabajo en Saneamiento que está a cargo de la elaboración de un Plan de Saneamiento de la Ciudad propone la construcción de dos ETLF, una en el norte de la ciudad y otra en el sur. Los LF son transportados por los proveedores de servicio existentes. Algunas estaciones de transferencia están previstas en los puntos de contacto entre las calles principales y los barrios que son atendidos por los proveedores de servicio manual. El tratamiento en las ETLF se basaría en una combinación de tanques de sedimentación y espesamiento y lechos de secado sin plantas, con los efluentes tratados en una serie de lagunas de estabilización de desechos (WSP). Luego de secarse en los lechos, los lodos serán almacenados durante por lo menos seis meses antes de ser vendidos a los agricultores. El efluente de los WSP será vertido en riachuelos cercanos o aprovechado para riego en la época seca. En la última laguna, los operadores de la estación podrían realizar acuicultura.

Alistándose para una reunión con las autoridades locales, el Grupo de Trabajo ha preparado un diagrama de su propuesta, a fin de facilitar su presentación y el análisis de los resultados (Figura 17.11).

Figura 17.11 Ejemplo del diagrama de una propuesta de un sistema de saneamiento de lodos fecales (adaptado de Tilley *et al.*, 2014).



17.5 BIBLIOGRAFÍA

ADB (2006). Model Terms of Reference - Planning Urban Sanitation and Wastewater Management Improvements. Manila, Filipinas.

AECOM, SANDEC/EAWAG. (2010). A Rapid Assessment of Septage Management in Asia - Policies and Practies in India, Indonesia, Malaysia, the Philippines, Sri Lanka, Thailand, and Vietnam. ECO-Asia. Bangkok, Tailandia: USAID.

Gutterer, B., Sasse, S., Thilo, P., Reckerzügel, T. (2009). Decentralised Wastewater Treatment Systems (DEWATS) and Sanitation in Developing Countries - A Practical Guide. Bremen Overseas Research and Development Association' (BORDA, Bremen, Alemania) y Water, Engineering and Development Centre (WEDC, Loughborough, Gran Bretaña).

Klingel F., Montangero, A., Koné, D., Strauss, M. (2002). Faecal Sludge Management in Developing Countries - A Planning Manual / Gestion des boues de vidange dans les pays en voie de développement - Un manuel de planification. Dübendorf, Suiza: SANDEC/EAWAG.

Lüthi, C., Morel A, Kohler, P., Tilley, E. (2009). People's Choice First. A 4-Country Comparative Validation of the HCES Planning Approach for Environmental Sanitation, National Centres of Competence in Research (NCCR): 129. Suiza.

Lüthi, C., Morel, A., Tilley, E., Ulrich, L. (2011a). Community-Led Urban Environmental Sanitation (CLUES): Complete Guidelines for Decision-Makers with 30 Tools. Dübendorf, Suiza: EAWAG. Disponible en: www.sandec.ch/clues_es

Lüthi, C., Panesar, A., Schütze, T., Norström, A., McConville, J., Parkinson, J., Saywell, D., Ingle, R. (2011b). Sustainable Sanitation in Cities: A Framework for Action. Rijswijk, Holanda: Papiroz Publishing House. Disponible en: http://www.susana.org/en/resources/library/details/1019

McConville, J., Norström, A., Lüthi, C., Panesar, A., Schütze, T., Parkinson, J., Saywell, D., Ingle, R. (2011). Planning for Sustainable Sanitation. En: Lüthi, C. *et al.* Sustainable Sanitation for Cities – A framework for action. Rijswijk, Holanda: Papiroz Publishing House. Disponible en: http://www.susana.org/en/resources/library/details/1019

Murray, A., Buckley, C. (2010). Designing Reuse-Oriented Sanitation Infrastructure: The Design for Service Planning Approach. Wastewater Irrigation and Health. En: P. Drechsel, C. Scott, L. Raschid-Sally, M. Redwood, A. Bahri (eds). Wastewater Irrigation and Health: Assessing and Mitigating Risk in Low-income Countries. Gran Bretaña: Earthscan; Canadá: International Development Research Centre (IDRC); y Sri Lanka: International Water Management Institute (IWMI). Disponible en: http://idl-bnc.idrc.ca/dspace/bitstream/10625/41052/1/IDL-41052.pdf

Parkinson, J., Lüthi, C. (2013). Sanitation21 – a planning framework for improving city-wide sanitation services. (En español, Saneamiento21.) Londres, Gran Bretaña: International Water Association (IWA), EAWAG y GIZ. Disponible en inglés desde: http://www.susana.org/en/resources/library/details/1336

Tilley, E., Lüthi, C., Morel, A., Zurbrügg, C., Schertenleib, R. (2008). Compendio de Sistemas y Tecnologías de Saneamiento. EAWAG, Dübendorf, Suiza. Disponible en: http://www.eawag.ch/forschung/sandec/publikationen/compendium_e/spanish_version

WSP (2009). Urban Sanitation in Indonesia: Planning for Progress. Water and Sanitation Program (WSP) Field Notes. Disponible en: http://www.wsp.org/userfiles/file/Urban_San_Indonesia.pdf

WSP (2010). Marching together with a citywide sanitation strategy. Water and Sanitation Program. Disponible en: http://www.wsp.org/UserFiles/file/citywide_sanitation.pdf

Preguntas para el Estudio de este Capítulo

1. ¿Qué es un proceso iterativo? ¿Por qué es importante en el diseño de un sistema de manejo de lodos fecales?
2. ¿Cómo ayuda el enfoque integrado a prevenir los fracasos?
3. ¿Cómo se puede asegurar que una combinación de tecnologías y todo un sistema de MLF sean apropiados para un contexto local?

Capítulo 18

El Camino hacia Adelante

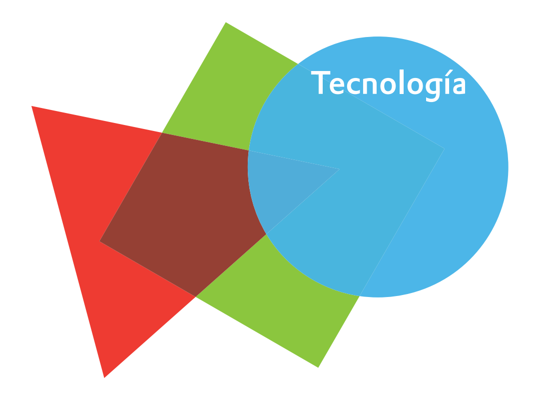
Linda Strande

Objetivos de aprendizaje

- Conocer perspectivas para el futuro del manejo de lodos fecales.
- Entender los asuntos claves en este proceso.
- Conocer unas iniciativas innovadoras en este campo.

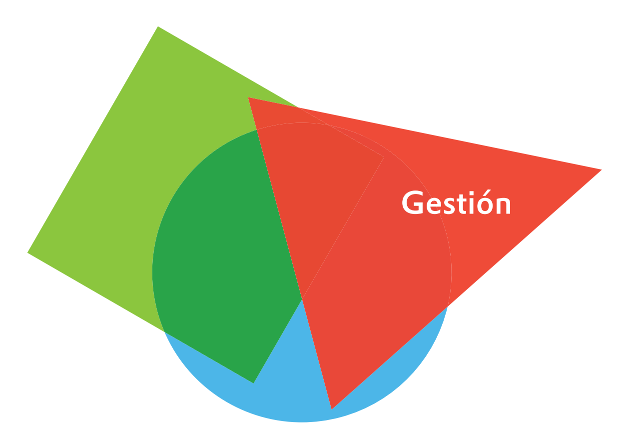
18.1 INTRODUCCIÓN

El enfoque sistémico en el manejo de lodos fecales (MLF) que se ha desarrollado en el presente libro debe verse como un elemento para contribuir al diseño y operación de sistemas sostenibles y funcionales de MLF a futuro. Es un tema nuevo que está creciendo rápidamente, con la acumulación de mayores conocimientos. Estos avances seguirán mejorando progresivamente las soluciones y enfoques de MLF. Cada sección de la presente obra ha llegado a importantes conclusiones y ha propuesto pasos a seguir en los campos de la tecnología, la administración y la planificación para desarrollar sistemas sostenibles de MLF. Algunos de los puntos más destacados son:



- **Diseñar pensando en el uso o disposición final de los productos del tratamiento.** Este enfoque asegurará que los efluentes y otros productos tendrán grados adecuados y apropiados de tratamiento, a fin de que los sistemas no sean ni sobredimensionados con desperdicio de recursos financieros, ni subdimensionados con riesgos para la salud pública y ambiental.
- **Diseñar para las cantidades y características reales de los lodos fecales.** Este enfoque asegurará que las tecnologías se diseñen eficientemente y que los lodos fecales (LF) puedan ser tratados en ciudades enteras. Sin embargo, todavía es necesario desarrollar mejores métodos para su cuantificación y caracterización.

- **Crear estructuras descentralizadas de contención, estaciones de transferencia y metodologías para su vaciado.**
  Este es un eslabón crítico en la cadena de servicio de MLF. Contar con seguridad, eficiencia y economía en los servicios de recolección y transporte ayudará a asegurar que los LF sean entregados en las estaciones de tratamiento de LF (ETLF), en vez de ser vertidos directamente en el ambiente.
- **Desarrollar un entendimiento de los mecanismos de tratamiento.**
  Esto servirá de base para formar nuevas tecnologías de tratamiento y adaptar algunas de las que ya existen para aguas servidas y sus lodos.



- **Incorporar las consideraciones administrativas desde el inicio de la planificación de un proyecto.**
  Para una operación sostenible a largo plazo, es clave vincular los factores gerenciales a las decisiones sobre las alternativas técnicas e incorporar en el diseño los procedimientos de operación, mantenimiento y monitoreo.
- **Establecer marcos legales y regulatorios para el MLF, así como el financiamiento de mecanismos de incentivos y control de cumplimiento.**
  Esto es necesario para asegurar que se apliquen la regulación y el cumplimiento de normas de salud pública y ambiental.
- **Considerar diferentes modelos de transferencias financieras.**
  Esto ayudará a formalizar el sector y hacerle económicamente sostenible, además de lo que podría incluir incentivos como método de transición ágil a nuevos modelos administrativos.



- **Evaluar y entender la situación inicial en cada contexto.**
  Las prácticas de saneamiento son muy variables, no solo entre países o ciudades, sino también dentro de una misma ciudad. Las situaciones diferentes requieren soluciones diferentes. Una evaluación cabal asegura que las soluciones se ajusten a las necesidades reales, se construyan sobre lo existente y tomen en cuenta las fortalezas y limitaciones del contexto.
- **Integrar los actores y entender sus intereses e influencias.**
  Esto es clave para el diseño de un proyecto de MLF: durante todo su curso, se debe llevar a cabo el análisis y la integración de los actores, ya que son procesos continuos e iterativos. Ayudan a formar consensos, identificar necesidades, entender requisitos de capacitación y empoderar a grupos que son pasados por alto tradicionalmente. Sobre todo, permiten que los actores tomen

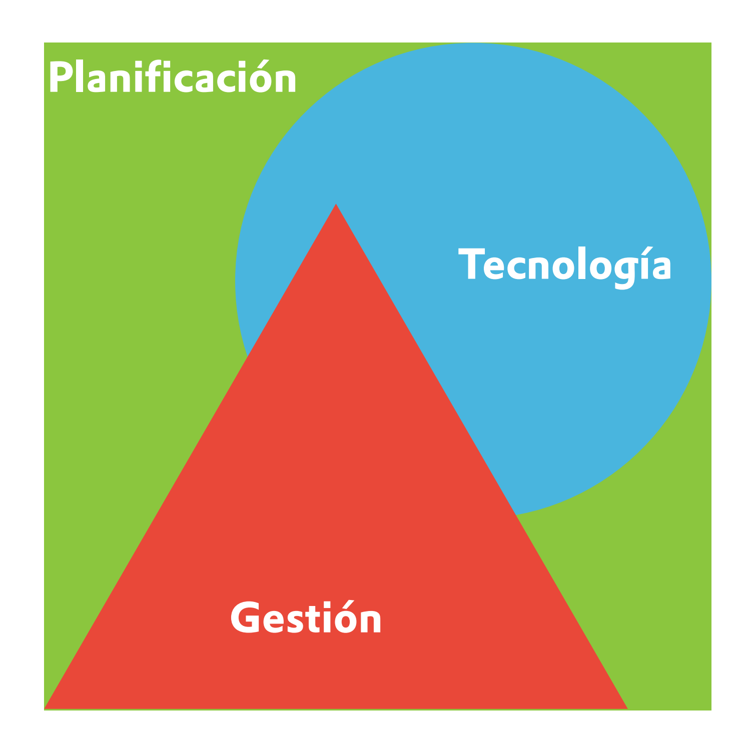
decisiones informadas, entiendan las implicaciones de estas y estén preparados para cumplir con sus responsabilidades en el sistema de MLF.

- **Adaptar el proceso participativo dentro de los ciclos tradicionales de los proyectos.**
  Cualquier costo adicional que resulte de las reuniones de planificación será compensado por los ahorros durante la implementación y la operación, gracias a los factores y complicaciones que fueron identificados y resueltos durante el proceso. El éxito se realza mediante esquemas administrativas más funcionales, mejores marcos institucionales y mayor integración de los actores privados (Esquema de Planificación de MLF 'de la A a la Z', Tabla 17.1).
- **Aplicar un enfoque integrado en ciudades enteras.**
  Este es imperativo para comprender los factores críticos para una selección de alternativas que sea apropiada para el contexto. Es necesario tomar en cuenta todo el entorno favorable. En especial, se debe determinar y validar los esquemas financieros y administrativos, antes de tomar las decisiones finales sobre las alternativas técnicas.

La fortaleza del presente enfoque es tomar en cuenta juntos los campos de tecnología, gestión y planificación para armar soluciones sostenibles de MLF. El Esquema de Planificación de MLF 'de la A a la Z' y el Esquema de Selección de Tecnologías (Figura 17.10) ilustran este enfoque y ayudan a navegar el presente texto. Deben considerarse listas de verificación para estructurar los procesos de planificación, a fin de incluir todos los componentes necesarios y comunicar el plan a los actores no conocedores del tema.

La implementación exitosa de cada uno de los pasos mencionados requiere conocimientos de todos los tres campos. Para construir infraestructura sostenible de MLF, es necesario enfrentar algunos grandes asuntos complicados e interrelacionados. Es necesario entender cómo se combinan estos campos y comprender las conexiones e influencias entre sí. Existen seis cuellos de botella críticos en las encrucijadas entre la tecnología, la gestión y la planificación, que se deben superar para avanzar el MLF:

1. Reconocer la importancia de MLF;
2. Establecer marcos y responsabilidades;
3. Difundir los conocimientos y la capacitación;
4. Crear modelos sostenibles de negocios y tarifas;
5. Implementar metodologías integradas de planificación; y
6. Desarrollar tecnologías apropiadas.



18.1.1 Reconocimiento de la importancia del manejo de lodos fecales

Para el desarrollo de sistemas sostenibles de MLF, es un gran paso que los actores en los campos de tecnología, gestión y planificación reconozcan su importancia. Esto incluye que los gobiernos se responsabilicen de proveer MLF, que los donantes financien soluciones factibles y apropiadas de MLF (Figura 18.1) y que las grandes organizaciones intergubernamentales promocionen juntos el objetivo de poner fin a la defecación al aire libre. A medida que se reconozca al MLF como una necesidad real y una solución legítima, recibirá naturalmente mayores recursos y atención. En el año 2012, el Gobierno de las Filipinas dio un excelente ejemplo al ser el primer gobierno en el Suroriente de Asia en aprobar un plan nacional de MLF (Programa Nacional de Aguas Servidas y Lodos Fecales, NSSMP; Robbins *et al.*, 2012). Al inaugurar este programa, aceptó y reconoció no solo la importancia del tema, sino también la viabilidad de sistemas que combinan el MLF y el tratamiento centralizado de aguas servidas.

Otra manera de poner en perspectiva el valor de las inversiones en el MLF es destacar los costos económicos de la falta de servicios de saneamiento, además de las cuestiones de salud pública. La falta de acceso al saneamiento tiene un impacto global de 260 mil millones de dólares estadounidenses al año (Hutton, 2013). El Programa de Agua y Saneamiento (WSP) del Banco Mundial ha identificado mediante su Iniciativa de la Economía del Saneamiento (ESI; www.wsp.org/content/economic-impacts-sanitation) que el saneamiento también influye en otras partes de la economía que no son aparentemente relacionadas con el saneamiento. Por ejemplo, se calcula que las pérdidas turísticas en la India que se relacionan con los servicios insuficientes de saneamiento suman a 266 millones de dólares al año (Hutton *et al.*, 2008).

Los Objetivos de Desarrollo del Milenio (ODM) han servido mucho para llamar más atención a las necesidades de saneamiento. La inclusión del MLF dentro de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (posterior al año 2015) podría mantener esta viada en la concientización de la importancia de 'saneamiento ambiental' y la consideración conjunta de todos los sistemas de agua: aguas servidas, agua potable, agua de riego y el drenaje de la escorrentía (EAWAG, 2005). Otro aspecto para incluir en este análisis es la gestión de desechos sólidos.



Figura 18.1 La construcción de lechos de secado en la Estación de Tratamiento de Lodos Fecales Lubigi, como parte de la Primera Etapa del Proyecto de Protección de Lago Victoria, con financiamiento de la Unión Europea, el KfW del Gobierno Alemán y el NWSC del Gobierno de Uganda (foto: Lars Schoebitz).

18.1.2 Establecimiento de marcos y responsabilidades

Contar con una sola entidad municipal que se encarga únicamente del saneamiento, sin importar los tipos de tecnología que se apliquen, incrementa un sentido de responsabilidad, lo que se 'perdería' en modelos de gestión más fragmentados, en los cuales diferentes entidades se encargan de diferentes partes de la cadena de servicio. También facilita la eficiencia de planificación en toda una ciudad, elimina cualquier traslape entre las responsabilidades de diferentes actores y evita los vacíos en la cobertura (Bassan *et al.*, 2013a). Un ejemplo exitoso de la determinación de responsabilidades dio Indonesia en colaboración con el Programa de Agua y Saneamiento (WSP) mediante el Programa de Desarrollo del Saneamiento (ISSDP). Antes de implementar este programa, Indonesia tenía una las menores tasas de cobertura en el Suroriente de Asia, pero ahora el gobierno tiene un fuerte compromiso con la Estrategia Nacional de Saneamiento. La Agencia Nacional de la Planificación del Desarrollo (Bappenas) dirige la toma de decisiones y los gobiernos locales implementan el saneamiento urbano dentro de sus jurisdicciones (WSP, 2011).

Los marcos institucionales son necesarios para establecer las exigencias y asegurar el cumplimiento. Se debe buscar un equilibrio entre normas demasiadas estrictas, que impiden toda acción, ya que no podrían cumplirse, y asegurar la protección adecuada de la salud pública y ambiental. Una posibilidad es implementar mejoras progresivas que son más económicas y podrían volverse más estrictas a futuro (Parkinson *et al.*, 2013). Luego, se necesitan indicadores para evaluar la eficacia de la solución, más allá del hogar, en los resultados generales. Para este propósito, el WSP está desarrollando actualmente sus Pautas para el MLF en Sectores Urbanos Pobres, que consisten en técnicas de diagnóstico y toma de decisiones en el desarrollo de un mejor MLF en ciudades enteras (Blackett, 2013).

La recuperación de recursos de los productos de tratamiento de los LF puede incrementar el desempeño administrativa de los operadores de la ETLF, ya que procurarán maximizar los ingresos por su venta. Sin embargo, la recuperación de recursos involucra siempre un cierto grado de riesgo respecto a la seguridad del uso de estos productos. Para enfrentar esto, la Organización Mundial de la Salud (OMS) está desarrollando Planes de Seguridad de Saneamiento para ayudar a las entidades gubernamentales responsables a minimizar los riesgos para la salud que se asocian con la recuperación de recursos al facilitar la implementación de las 'Pautas para el Uso Seguro de Aguas Servidas, Excremento y Aguas Grises en la Agricultura y la Acuicultura' (Medlicott, 2013; OMS, 2006. Otro proyecto de la Asociación Internacional del Agua (IWA) incluye el desarrollo de una metodología para la Evaluación Participativa Rápida del Riesgo de los Sistemas de Saneamiento (PRSSRA), mediante la integración de los actores, para priorizar las intervenciones que reducen los riesgos. Por último, algunos países están estableciendo pautas y programas de certificación para formar y formalizar actores que se dedican a la recuperación de los recursos.

18.1.3 Capacitación y difusión del conocimiento

Como el MLF es un campo relativamente nuevo, gran parte del conocimiento existente permanece solo en las mentes de los que lo aplican en el campo sin dejar un registro escrito y no existe una bibliografía de referencia que sea accesible y alcanzable. Es imperativo desarrollar métodos para preparar profesionales locales, ya que muchas de las deficiencias en las cadenas de servicio se deben a debilidades de capacidad institucional, administración, el número de personal, sus destrezas técnicas y otros aspectos que requieren apoyo en la capacitación de los recursos humanos (Parkinson *et al.*, 2013). Para enfrentar esto, se necesitan materiales que son fáciles de entender, que permiten el acceso de personas que no tiene preparación técnica (Parkinson *et al.*, 2013). Ojalá nuevas técnicas de compartir información puedan cubrir la brecha actual de la investigación. Por ejemplo, desde el año 2007, la Alianza para Saneamiento Sostenible (www.susana.org) ofrece a una red internacional y abierta de miembros, un foro de diálogo y una plataforma de trabajo en el internet. Algunos recursos adicionales en el internet fueron presentados en el Capítulo 1. Otra estrategia que funciona muy bien es fomentar las interacciones entre oficiales municipales y técnicos de diferentes países con condiciones similares, para compartir sus experiencias ("nexos sur-sur"). Un buen ejemplo de esto se observa en las asociaciones profesionales de recolección y transporte de LF de Kampala (Uganda) y Dakar (Senegal). Partiendo de su éxito, se invitan frecuentemente a los directores de estas asociaciones a exponer sus conocimientos en conferencias y reuniones en toda el África Subsahariana. Otro ejemplo exitoso es el del Instituto Municipal de Aprendizaje (MILE) de Durban (Sudáfrica), que se estableció para compartir sus conocimientos y experiencias

con otros municipios africanos. MILE ofrece cursos de capacitación y salidas de campo periódicamente, con financiamiento del Instituto de Naciones Unidas para la Capacitación e Investigación (UNITAR) y el municipio local de eThekwini. El Departamento de Agua y Saneamiento de eThekwini (EWS) trabaja en alianza con otros municipios en toda el África para compartir conocimientos y mejorar la provisión de servicios. Los administradores de EWS comparten sus conocimientos con los administradores de otras organizaciones de agua y saneamiento en los países de ingresos medios y bajos, con financiamiento del Banco Mundial y el WSP.

El valor de la capacitación y la investigación aplicada en el campo de MLF es reconocido actualmente y el número de estos proyectos está incrementando rápidamente (Figura 18.2). Por ejemplo, desde su establecimiento, el Programa de Agua, Saneamiento e Higiene (WSH) de la Fundación Bill y Melinda Gates (BMGF) ha financiado muchos proyectos de MLF, enfocando en especial los pobres que viven en las ciudades. Uno de sus proyectos se llama 'SaniUP' ('Estimulación de la Innovación Local para el Saneamiento de la Población Urbana Pobre en el África Subsahariana y el Suroriente de Asia') y tiene dos objetivos principales: (1) estimular esto mediante investigación y (2) fortalecer los actores de saneamiento en países en vías de desarrollo mediante educación y capacitación. Los primeros resultados incluyeron el desarrollo de un curso de tres semanas sobre MLF (www.unesco-ihe.org) dentro del pensum de estudios del Programa de Ingeniería Sanitaria de la UNESCO-IHE, la preparación y publicación del presente libro (con co-financiamiento de la Agencia Suiza para Desarrollo y Cooperación, SDC) y un curso entero sobre MLF desde el año 2015 (www.unesco-ihe.org/online-course-faecal-sludge-management).



Figura 18.2 **Estudiantes de PhD caracterizan lodos fecales en el Laboratorio de Ingeniería Sanitaria del Instituto UNESCO-IHE, en el marco del proyecto financiado por la Fundación Bill y Melina Gates (foto: UNESCO-IHE).**

18.1.4 Creación de modelos sostenibles de negocios y estructuras tarifarias

En general, pero con variaciones según las circunstancias locales, el MLF puede ser mucho menos costoso que las soluciones basadas en el alcantarillado (Dodane *et al.*, 2012). Sin embargo, debe haber flujos financieros adecuados todo el largo de la cadena de servicio o no funcionará. Muchas veces, las estructuras tarifarias no son equitativas con los habitantes más pobres, ya que les obliga a pagar por el saneamiento dos veces: mediante las tarifas para el tratamiento de aguas servidas y al pagar para el vaciado de sus estructuras descentralizadas. Modelos de negocios para MLF diferentes a los convencionales que son impulsados por los municipios deben ser considerados para reducir la carga financiera sobre estos habitantes.

Aunque es mejor que una sola entidad se encargue de la responsabilidad y el marco institucional del MLF, no tendría necesariamente que realizar cada actividad en la cadena de servicio. De la perspectiva de un modelo de negocios, diferentes clientes y propuestas de valor son posibles. Los clientes pueden incluir: el habitante que quiere simplemente que se retire el lodo y, al final de cuentas, no se preocupa del destino final del material; los municipios y entidades públicas que son responsables por la protección de la salud pública; y los usuarios de los productos finales que desean recuperar los recursos. Un modelo del desarrollo de negocios que es muy provechoso entre los vendedores informales es la 'coopetencia', una combinación de la cooperación y la competencia, en la cual las microempresas surgen para cumplir con una necesidad y, aunque se compiten entre sí, se benefician mutuamente de su asociación (cooperación). Existe un ejemplo en la recolección y transporte de LF en Bangalore, India, donde la competencia entre las compañías beneficia a los habitantes al mantener bajo el precio de los servicios de vaciado. Pero, al mismo tiempo, su asociación y la demanda de mejores tecnologías han producido mejores cadenas de suministro de los repuestos para los camiones aspiradores y los talleres locales ya tienen la capacidad de construir y reparar estos camiones, lo que reduce considerablemente los costos para estas empresas. Además, estos operadores entregan los LF a agricultores que los valoran y compiten entre sí para obtener estiércol económico, lo que incrementa los ingresos para el MLF (Gebauer *et al.*, 2013).

Otra posibilidad consiste en las colaboraciones públicas-privadas, que también crean nuevas oportunidades y desafíos en la planificación urbana de las municipalidades al coordinar posibles conflictos entre los intereses privados y públicos. Las estrategias incluyen la fijación de tarifas que fomentan la venta de electricidad derivada de desechos a la red interconectada y garantizan un precio y un mercado para crear financiamiento para inversiones y desarrollo de tecnología. Los municipios también podrían celebrar acuerdos de múltiples años con los actores privados para 'garantizar el suministro de un flujo de desechos' a fin de asegurar la factibilidad financiera de instalaciones de producción y tratamiento en gran escala. Las entidades públicas podrían crear subvenciones cruzadas para apoyar a las compañías de recolección y transporte y, al mismo tiempo, establecer y hacer cumplir tarifas máximas para el vaciado a en los hogares. Una colaboración pública-privada está funcionando relativamente bien en Kampala (Uganda) entre la Corporación Nacional de Agua y Alcantarillado (NWSC), la Autoridad de la Ciudad Capital Kampala (KCCA), la Autoridad Nacional de Manejo Ambiental (NEMA) y la Asociación de Vaciadores Privados (PEA). La PEA, que se formó en el año 1999, está a cargo de proveer el nexo crítico para toda la recolección y transporte de LF en Kampala (aunque no se ha firmado todavía un acuerdo formal de esta colaboración pública-privada).

Entre los ejemplos de investigación actual consta la empresa 'Waste Enterprisers' en Kenia, que está aplicando la recuperación de recursos para reinventar los aspectos económicos del tratamiento y la disposición. En lugar de pensar en la reutilización como algo adicional en estaciones costosas, la empresa está construyendo 'fábricas' para convertir los LF en un combustible sólido a venderse a las industrias. Al reducir los costos de procesamiento y diseñar un sistema para maximizar la recuperación de energía, ha creado un modelo de negocio rentable que tiene la finalidad de convertir el MLF en un 'beneficio adicional' de la generación de energía renovable. En la actualidad, está construyendo su primera fábrica a escala comercial en Kenia (www-waste-enterprisers.com). El Servicio Nacional de Saneamiento (ONAS) en Dakar (Senegal) está experimentando con un centro de llamadas, donde los habitantes pueden solicitar servicios de recolección y transporte, con un sistema de notificación a las compañías respectivas, las cuales ofrecen tarifas y la más económica es contratada, reduciendo el costo al usuario mediante la competencia. A futuro, este proyecto piloto plantea realizar un seguimiento mediante GPS y enviar notificaciones en mensajes de texto a los teléfonos celulares. El Proyecto de Reutilización y Recuperación de Recursos (RRR) está evaluando la factibilidad de implementar modelos de negocio a gran escala para la recuperación de agua, nutrientes y energía de desechos en Lima (Perú), Hanói



Figura 18.3 **Implementación de un método de cuantificación y caracterización de lodos fecales ('FAQ') en Kampala, Uganda (foto: Lars Schoebitz).**

(Vietnam), Bangalore (India) y Kampala (Uganda; www.sandec.ch/RRR). Otro ejemplo es la ONG Sanergy, que opera 260 inodoros en asentamientos informales de Nairobi y está aplicando un modelo de negocios que integra la fabricación y venta de inodoros, el transporte del excremento y su tratamiento en una estación centralizada. Está investigando las mejores alternativas para la recuperación de recursos, incluyendo el biogás y el compost (http://saner.gy/).

18.1.5 Implementación de metodologías integradas de planificación

La implementación de enfoques integrados de planificación para sistemas de MLF en ciudades enteras es imperativa para afrontar exitosamente el desafío de saneamiento urbano. Sin embargo, puede ser difícil con la heterogeneidad presente en las ciudades de países de ingresos medios y bajos, donde existen altas tasas de crecimiento, gran variedad en los niveles de ingresos, diversidad de estructuras de saneamiento y asentamientos tanto formales como informales, además de entornos poco favorables (Sección 17.2.1; Hawkins *et al.*, 2013). Es necesario seguir desarrollando metodologías que crean las siguientes condiciones (Parkinson *et al.*, 2013):

- Una visión compartida entre los diferentes actores de una ciudad acerca de las mejoras en saneamiento que hacen falta;
- Una determinación de prioridades claras y realistas para un mejoramiento en toda la ciudad;
- Un plan comprensivo de desarrollo sanitario en toda la ciudad que corresponde a las demandas de los habitantes y las diferentes condiciones físicas y socioeconómicas existentes en la ciudad; y
- Un entorno favorable respecto a gobernanza, finanzas, capacitación, tecnología e inclusión.

Comprender los volúmenes anuales y características de los LF en toda una ciudad es un requisito para el diseño de tecnologías de tratamiento que sean apropiadas y adecuadas, pero todavía faltan métodos confiables para lograrlo. Es difícil debido a la gran variedad de estructuras de saneamiento (p.ej., letrinas mejoradas y ventiladas (VIP), letrinas de pozos sin revestimiento, tanques sépticos) en uso en los hogares, junto con las de entidades comerciales, restaurantes, escuelas y baños públicos. Además, en general, no existe información

confiable acerca del número o tipos de estas estructuras. Los volúmenes y las características de los LF son muy variables y poco conocidos. El muestreo y análisis de toda una ciudad requiere mucho tiempo y amplios recursos. Para enfrentar esto, se están desarrollando métodos como la 'FAQ' (Cuantificación y Caracterización de Lodos Fecales) para proporcionar un enfoque lógico y económico para entender los LF en toda una ciudad. FAQ se basa en la suposición que los datos demográficos (p.ej., niveles de ingresos, legalidad de las viviendas, densidad poblacional y las edades de las construcciones) serían buenos predictores de las características de los LF, junto con algunos factores físicos (p.ej., nivel freático de agua en el suelo, tipo de suelo, altitud sobre el nivel del mar). Por ejemplo, los ingresos económicos pueden constituir una importante variable, ya que influyen en la dieta de los habitantes y la calidad de construcción de sus viviendas. Estos datos pueden ser analizados mediante Sistemas de Información Geográfica para desarrollar un plan de muestreo representativo según los recursos que se disponen. Se está comprobando el FAQ actualmente en Hanói (Vietnam) y Kampala (Uganda; Figura 18.3; www.sandec.ch).

Otro ejemplo de planificación se centra en el saneamiento en las emergencias. El Instituto UNESCO-IHE está desarrollando el Sistema de Operación de Saneamiento en Emergencias (eSOS®) con financiamiento de la BMGF, para enfrentar la cadena entera de saneamiento en emergencias que requieren ayuda externa para poder cumplirse (Figura 18.4; Brdjanovic *et al.*, 2013).

La clave de todo esfuerzo para el manejo de emergencias es integrar, compartir, comunicar y colaborar con las personas. Las Tecnologías de Información y Comunicación (ICT) son especialmente aptas para enfrentar y mejorar estos asuntos en cada paso de la cadena de servicio. A futuro, el eSOS® será modificable para: (1) el manejo de saneamiento en las condiciones desafiantes que prevalecen en zonas urbanas pobres, como asentamientos informales; (2) el saneamiento en eventos grandes al aire libre, como conciertos, ferias, festivales, etc.; y (3) la gestión de desechos sólidos. El principal objetivo de eSOS® es proporcionar servicios efectivos y eficientes de saneamiento durante y después de emergencias, con el mínimo riesgo para la salud pública de los miembros más vulnerables de la sociedad. Su objetivo secundario es la reducción de los costos de inversión, operación y mantenimiento de instalaciones y servicios de saneamiento en emergencias, como requisito para la sostenibilidad de estas soluciones, en particular después de que pase la emergencia.



Figura 18.4 Ejemplo del contexto de la aplicación de un 'inodoro inteligente' eSOS® de FLEX/ INNOVATIONLAB (foto: Peter Greste del servicio de noticias Al Jazeera).

Las metodologías para evaluar los grados apropiados de centralización o descentralización son muy importantes en la planificación de MLF. Mayor descentralización es más económica frente a los costos de transporte tanto de los LF como de los productos del tratamiento, pero se incrementan los costos de inversión y operación. La correlación entre el tamaño de la escala y el costo no es lineal y, en general, se pueden encontrar puntos de equilibrio (Gaulke, 2006). Todos estos factores dependen del contexto local y las particularidades de cada ciudad. Otra manera de afrontar esta necesidad es mediante tecnologías mejoradas que eliminan los patógenos en el mismo lugar del inodoro, las cuales incrementan la seguridad y la simplicidad del transporte y uso o disposición de los materiales. Este es uno de los mayores objetivos del Desafío de Reinventar el Inodoro (RTTC) que lleva adelante el Fundación BMGF (véase a continuación).

18.1.6 Desarrollo de tecnologías apropiadas

Existe una gran necesidad de desarrollar tecnologías apropiadas de MLF, aun si las soluciones para los sistemas enteros de MLF no dependerán solo de la tecnología y deben analizarse según cada contexto local. Las nuevas tecnologías se basan generalmente en investigaciones pioneras y las agendas de investigación suelen ser impulsadas desde los países donde las soluciones basadas en el alcantarillado son la norma aceptada. Esto resalta la necesidad de realizar investigaciones prácticas de MLF en los países donde sea directamente pertinente. Además, a fin de que los nuevos conocimientos sean asimilados e influyan en las políticas, los investigadores locales deben trabajar juntamente con los gobiernos urbanos a cargo del MLF (Bassan y Strande, 2011). Dada la necesidad urgente de soluciones técnicas, la investigación y la implementación deben avanzar en paralelo, masificando la escala tan rápidamente como sea posible. Por ejemplo, es apremiante transferir la experiencia existente sobre lechos de secado (con o sin plantas) para desaguar y secar los lodos de aguas servidas a la implementación en gran escala en el tratamiento de LF, con una optimización de la tecnología sobre la marcha luego de construirse (Dodane *et al.*, 2011). Se deben seleccionar las tecnologías no solo a partir de las características específicas de los LF, sino también otros factores, como la demanda en el mercado local de los productos del tratamiento o las posibilidades para el co-tratamiento (Diener *et al.*, 2014). Los siguientes son ejemplos de temas actuales de investigación:

- Caracterización de lodos fecales;
- Recolección y transporte;
- Tecnologías semicentralizadas de tratamiento;
- Tecnologías de tratamiento en el mismo sitio que el inodoro; y
- Recuperación de recursos.

18.2 CARACTERIZACIÓN DE LODOS FECALES

Como se explicó en el Capítulo 2, los LF son muy variables y sus características son poco conocidas. A fin de diseñar tecnologías óptimas de tratamiento, es necesario conocer esta variabilidad y sus factores subyacentes (Bassan *et al.*, 2013b). El Proyecto PURR (www.sandec.ch) está explorando las maneras en que las estructuras descentralizadas de contención y los métodos de recolección y transporte influyen en las características de los LF. Las primeras etapas de este proyecto incluyen un estudio de la caracterización de LF y el desarrollo de recetas de materiales que pueden sustituirlos en estudios de laboratorio para evaluar los factores que determinan su tasa de degradación biológica. Otros investigadores también han desarrollado recetas para simulacros de lodos con el fin de evaluar las propiedades físicas que influencian al vaciado mecánico (Radford y Fenner, 2013). Otra causa de la variabilidad actual en estos datos es la falta de métodos estandarizados. Se han adaptado algunos métodos de los análisis de aguas servidas y suelos, pero es necesario evaluar su precisión en el análisis de los LF y, luego, todos deben seguir métodos estandarizados para asegurar la comparabilidad de los resultados. El Grupo de Investigación de Contaminación (PRG) de la Universidad de KwaZulu Natal (UKZN) ha estudiado ampliamente este tema y redactado una colección de procedimientos operativos estándares (SOP) para el análisis de las propiedades químicas (p.ej., pH, potasio, amoniaco) y mecánicas (p.ej., conductividad térmica, calorimetría) de los LF. Este tipo de investigación básica de laboratorio es necesario para desarrollar un entendimiento detallado de las características de LF y proporcionar mecanismos para investigaciones estandarizadas y comparables a realizarse en todo el mundo.

18.3 RECOLECCIÓN Y TRANSPORTE

La mejor tecnología disponible para el vaciado de lodos consiste actualmente en los camiones aspiradores, pero, en general, son muy caros y no pueden llegar hasta los hogares que se encuentran en calles estrechas. El Proyecto del 'Omni-ingestor', financiado por BMGF, pretende desarrollar un equipo que sea muy ágil, sea capaz de vaciar los LF más rápidamente, pueda lidiar con lodos densos eficientemente (>40 % de sólidos) y tenga un mecanismo para desaguar los lodos en el mismo sitio. El agua es pesada y, por lo tanto, costosa para transportar; al separar el agua de los LF y tratarla al lado de la misma estructura de contención permitiría una reutilización directa del agua procesada (p.ej., en riego agrícola) o su disposición en drenajes (p.ej., alcantarillados). Este equipo reduciría considerablemente los costos de transporte y posibilitaría realizar más operaciones de vaciado antes de tener que ir a descargar en la ETLF, además de reducir el tiempo perdido atascado en las calles congestionadas. Algunos actores privados están desarrollando actualmente varios prototipos de una máquina así.



Figura 18.5 **Investigación acerca de los lechos de secado: un aparato para mezclar los lodos en lechos de secado sin plantas en la Estación Depuradora de Aguas Residuales Bugolobi en Kampala, Uganda (arriba); un estudio de posibles especies de plantas para sembrar en lechos de secado en Dakar, Senegal; y un proyecto piloto de lechos de secado con plantas para tratar los lixiviados de otros lechos de secado, en Yaoundé, Camerún (fotos: Linda Strande).**

18.4 TECNOLOGÍAS SEMICENTRALIZADAS DE TRATAMIENTO

El Proyecto PURR está evaluando el potencial para un co-manejo de LF junto con lodos de aguas servidas en Vietnam. Se está explorando la posibilidad de producir biogás de la digestión conjunta de LF y lodos de aguas servidas, así como la factibilidad de digerirlos con una mezcla de otros flujos concentrados de desechos. El Proyecto DAR ("de Desecho A Recurso") en Dakar, Senegal, está examinando las tecnologías de lechos de secado mediante la optimización de lechos con y sin plantas (Figura 18.5). Los lechos de secado tienen relativamente bajos costos de inversión y operación, aunque requieren más espacio. Su mayor eficiencia podría reducir la extensión necesaria, lo que incrementaría su aplicabilidad en zonas urbanas que cuentan con poco espacio. Se está investigando actualmente el uso de medios filtrantes alternativos (p.ej., vidrio triturado), diferentes regímenes de mezcla e invernaderos para acelerar el secado. Se analiza el uso de nuevas especies de plantas en los lechos de secado a fin de incrementar el rendimiento del tratamiento y aumentar la recuperación de recursos mediante la producción y venta de forraje (www.sandec.ch).

Janicki Industries está desarrollando una tecnología para procesar los desechos en comunidades enteras, con el siguiente funcionamiento: (1) un generador de electricidad y calor (de 150 kW) quemaría los LF como combustible en un lecho fluidizado de arena; (2) el calor generado produciría un vapor de alta presión que giraría un motor de émbolos alternos que está conectado al generador que produciría la electricidad; y (3) el escape del motor, con el 'calor de proceso', sería aprovechado para secar los LF que ingresan. El concepto de este tratamiento se deriva del rediseño cuidadoso de los componentes básicos de los generadores, optimizándolos para una producción en masa económica de estos generadores pequeños.

18.5 TECNOLOGÍAS DESCENTRALIZADAS DE TRATAMIENTO

Lograr un tratamiento fiable con tecnologías de saneamiento en el mismo lugar de los inodoros constituye un gran desafío debido a factores como la falta de gestión técnica, la demanda de energía constante y los altos costos. El RTTC está apoyando actualmente varios proyectos que afrontan esto. La primera ronda de tecnologías fue presentada en Seattle en año 2012 y la segunda en Delhi en marzo de 2014.

Algunas de las tecnologías aplicadas para esto incluyen carbonización hidrotérmica, microondas, oxidación supercrítica, pirólisis y procesos electroquímicos. El Research Triangle Institute (RTI) está desarrollando una tecnología integrada de inodoro que pueda: (1) separar los desechos líquidos y sólidos; (2) secar y quemar los sólidos mediante una combinación de energía mecánica, solar y térmica (generado por gasificación con flujo de aire descendiente); (3) desinfectar los líquidos; y (4) convertir el calor en electricidad (www.rti.org). El Instituto de Tecnología de California (Caltech) está desarrollando un sistema integrado de inodoro y tratamiento de excremento a partir de un panel solar fotovoltaico y un reactor electroquímico independiente que genera como productos del tratamiento hidrógeno para energía y fertilizante para la agricultura. El proceso consiste en una oxidación en múltiples pasos del excremento y las bacterias presentes. El sistema integrado incluirá: desinfección descentralizada del excremento, procesamiento de desechos orgánicos sólidos, paneles solares, baterías para almacenar la electricidad generada y microfiltración del efluente final, todo con la finalidad de producir hidrógeno, fertilizante y agua que esté apta para riego o reciclaje. La Universidad Loughborough, en Gran Bretaña, está desarrollando un sistema que incluye un tanque de entrada, filtros, un reactor a altas temperaturas y presiones y un separador de cloruro de sodio (sal) mediante evaporación. Funciona en tres pasos: la separación de líquidos y sólidos, el tratamiento autotérmico de los sólidos y la separación del agua y de la sal, con el calor producido en el paso anterior. El reactor para los sólidos y el evaporador de los líquidos serán construidos como partes modulares que se ajustan entre sí.

18.6 RECUPERACIÓN DE RECURSOS

La investigación en esta área incluye el Proyecto FaME (Emprendimientos para Manejo Fecal) que está identificando grandes mercados para los productos del tratamiento a fin de establecer un flujo financiero confiable y significativo (Figura 18.6). El Proyecto está investigando métodos innovadores para la recuperación de recursos, enfatizando el uso masivo de los lodos secos como combustible. Los resultados del proyecto evidencian el potencial alentador técnico y financiero de los productos de LF y llenan vacíos en el conocimiento sobre la manera de utilizar los lodos como combustible industrial para aprovechar su valor calorífico (Murray Muspratt *et al.*, 2014), la demanda en el mercado de los productos finales del MLF (Diener *et al.*, 2014), flujos financieros viables para la recolección y transporte y la optimización de la tecnología de los lechos de secado (www.sandec.ch).



Figura 18.6 Horno en tamaño piloto del proyecto FaME (Emprendimientos para Manejo Fecal) para la co-combustión de lodos fecales en la producción de ladrillos en Kampala, Uganda (foto: Pitman Ian Tushemezibwe)

18.7 REFLEXIONES FINALES

La creatividad es esencial en cada aspecto de la tecnología, la gestión y la planificación a fin de continuar el avance de soluciones que son transferibles y aplicables globalmente para las 2,7 mil millones de personas en el mundo que dependen de tecnologías descentralizadas de saneamiento y los otros miles de millones que las van a necesitar en las próximas décadas. Mantener la mente abierta será clave en el desarrollo de soluciones óptimas e innovadoras, aprendiendo del pasado sin limitar las posibilidades para el futuro debido a prejuicios sobre lo que ha funcionado o no en el pasado en otros contextos. Como se ha destacado en este capítulo, muchas investigaciones innovadoras están en marcha a las escalas de laboratorio, proyecto piloto e implementación masiva. Una riqueza de información está surgiendo rápidamente, con algunas ideas listas para aplicarse masivamente y muchas otras que están todavía en proceso de desarrollo. Estos esfuerzos invertidos en la investigación y el desarrollo sin duda producirán innovaciones en todos los aspectos de la cadena de servicio de MLF y crearán una nueva generación de científicos e ingenieros que impulsarán cambios que apuntan a un MLF integrado. Es un momento emocionante y esperanzador para los avances en la investigación, la educación y la puesta en práctica del MLF. Este campo seguirá avanzando y ojalá que la siguiente versión de este libro contenga mucha más información sobre casos de éxito en el diseño y la implementación de sistemas integrados de MLF a partir de estas nuevas experiencias.

18.8 BIBLIOGRAFÍA

Bassan, M., Strande, L. (2011). Capacity strengthening in sanitation: benefits of a long-term collaboration with a utility and research institute. Ponencia revisada por pares en la 35th WEDC International Conference, Loughborough, Gran Bretaña.

Bassan, M., Mbéguéré, M., Tchonda, T., Zabsonré, F., Strande, L. (2013a) Integrated faecal sludge management scheme for the cities of Burkina Faso. Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development 3(2), p.216–221.

Bassan, M., Tchonda, T., Yiougo, L., Zoellig, H., Mahamane, I., Mbéguéré, M, Strande, L. (2013b). Characterization of faecal sludge during dry and rainy seasons in Ouagadougou, Burkina Faso. Refereed paper presented at 36th WEDC International Conference, Nakuru, Kenia.

Blackett, I. (2013). FS Management in 12 Cities Review Findings and Next Steps. Ponencia en la Semana del Agua Mundial en Estocolmo, Suecia.

Brdjanovic, D., Zakaria F., Mawioo P.M., Thye Y.P., Garcia H.A., Hooijmans C.M., Setiadi T. (2013). eSOS® – Innovative Emergency Sanitation Concept. In Proceedings: 3rd IWA Development Congress and Exhibition, 14 a 17 de octubre, 2013, Nairobi, Kenia.

Diener, S., Semiyaga, S., Niwagaba, C., Muspratt, A., Gning, J.B., Mbéguéré, M., Ennin, J.E., Zurbrugg, C., Strande, L. (2014). A value proposition: resource recovery from faecal sludge – can it be the driver for improved sanitation? Resources Conservation & Recycling 88: 32–38. Disponible en: https://dx.doi.org/10.1016%2Fj.resconrec.2014.04.005

Dodane, P.H., Mbéguéré, M., Kengne, I.M., Strande, L. (2011). Planted Drying Beds for Faecal Sludge Treatment: Lessons Learned Through Scaling Up in Dakar, Senegal. SANDEC News 12: 14-15.

Dodane, P.H., Mbéguéré, M., Ousmane, S., Strande, L. (2012). Capital and Operating Costs of Full-Scale Faecal Sludge Management and Wastewater Treatment Systems in Dakar, Senegal. Environmental Science & Technology 46: 3705-3711.

EAWAG, 2005. Household-centred Environmental Sanitation: Implementing the Bellagio Principles in Urban Environmental Sanitation. Dübendorf, Suiza: EAWAG.

Gebauer, H., Larsen, T., Lüthi, C., Messmer, U., Schöbitz, L., Strande, L. (2013). Business Model Innovations for Transformative Services: Doing Well Through Doing Good? Presentation at QUIS 13 Conference, June 10-13, Karlstad University, Suecia.

Gaulke, L.S., (2006). Johkasou: On-site Wastewater Treatment and Reuses in Japan. Proceedings of the Institute of Civil Engineers - Water Management, 159(2): 103-109.

Hawkins, P., Blackett, I., Heymans, C. (2013). Poor-inclusive Urban Sanitation: An Overview. Washington, DC, EE.UU.: Banco Mundial. Disponible en: https://www.wsp.org/sites/wsp.org/files/publications/WSP-Poor-Inclusive-Urban-Sanitation-Overview.pdf

Hutton, G., Rodriguez UE, Napitupulu, L., Thang, P., Kov, P. (2008). Economic impacts of sanitation in Southeast Asia. Washington, DC, EE.UU.: Banco Mundial, WSP. 144 páginas. (Incluye un resumen ejecutivo de 23 páginas).

Hutton, G., (2013). Global costs and benefits of reaching universal coverage of sanitation and drinking-water supply. Journal of Water and Health 11(1), p. 1-12.

Medlicott, K., (2013). Sanitation Safety Planning (SSP) – Step-by-step Guide for Safe Use and Disposal of Wastewater. Ponencia en el congreso de IWA sobre el Desarrollo, Nairobi, Kenia.

Murray Muspratt, A., Nakato, T., Niwagaba, C., Dione, H., Kang, J., Stupin, L., Regulinski, J., Mbéguéré, M., Strande, L. (2014). Fuel potential of faecal sludge: calorific value results from Uganda, Ghana and Senegal. Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development 4(2): 223–230. Resumen disponible en: http://www.iwaponline.com/washdev/004/washdev0040223.htm

OMS. (2006). Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. Volume 4. Excreta and greywater use in agriculture. Organización Mundial de la Salud (OMS), Ginebra, Suiza. ISBN 92 4 154685 9.

Parkinson, J., Lüthi, C. (2013). Sanitation21 – a planning framework for improving city-wide sanitation services. (En español, Saneamiento21.) Londres, Gran Bretaña: International Water Association

(IWA), EAWAG y GIZ. Disponible en inglés desde: http://www.susana.org/en/resources/library/details/1336

Radford, J., Fenner, R. (2013). Characterisation and fluidisation of synthetic pit latrine sludge. Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development 3(3), p. 375–382.

Robbins, D., Strande, L., Doczi, J. (2012). Opportunities in FS Management for Cities in Developing Countries: Experiences from the Philippines. Water21 (14.6), p.22-25. Disponible en: http://www.iwaponline.com/w21/01406/w21014060022.htm

WSP. (2011). Lessons in urban sanitation development : Indonesia sanitation sector development program 2006-2010. Water and Sanitation Program: field note. Washington, DC, EE.UU.: Banco Mundial.

Preguntas para el Estudio de este Capítulo

1. ¿Cuál de las tecnologías innovadoras mencionadas le parece más viable? ¿Por qué?
2. ¿Qué ventajas y desventajas están asociadas con una mayor descentralización del MLF?
3. ¿Cuál de los seis cuellos de botella mencionados es más difícil de superar en el país donde le gustaría mejorar el MLF?

Más de mil millones de personas en las áreas urbanas y peri-urbanas de África, Asia y América utilizan tecnologías descentralizadas de saneamiento. Hasta ahora se ha descuidado tremendamente el manejo de los lodos fecales producidos por estas tecnologías. Los recursos financieros son frecuentemente insuficientes y estos sistemas descentralizados suelen ser vistos como soluciones temporales, hasta poder implementar sistemas con alcantarillado. Sin embargo, la verdad es que el saneamiento descentralizado está aquí para quedarse, sea como soluciones independientes (temporales o permanentes) o en combinación con sistemas basados en el alcantarillado. El manejo adecuado y apropiado de los lodos fecales es primordial para la protección de la salud humana y ambiental.

Este es el primer libro dedicado netamente al manejo de lodos fecales. Compila el estado actual de conocimiento en este campo que está evolucionando rápidamente y presenta un enfoque integrado que incluye la tecnología, la gestión y la planificación. Aborda la planificación y organización de toda la cadena de servicios de manejo de lodos fecales, desde su recolección y transporte hasta su tratamiento y uso o disposición final. Además de resumir los fundamentos y tecnologías, el libro también expone los detalles de los aspectos operativos, institucionales y financieros y las pautas para planificar un proyecto para el manejo de lodos fecales con la participación de todos los actores.

Editado por

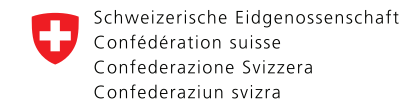








Financiado por



Swiss Agency for Development and Cooperation SDC



www.iwapublishing.com
ISBN: 9781780408019 (Paperback)
ISBN: 9781780408026 (eBook)

